

TECHNICKÁ UNIVERZITA V LIBERCI

Fakulta mechatroniky, informatiky a mezioborových studií

Studijní program: B2612 – Elektrotechnika a informatika

Studijní obor: 1802R022 – Informatika a logistika

Vývoj pilotního zařízení pro aplikaci nanovlákných nosičů k čištění odpadních vod

Development of the pilot device for nanofiber carriers application for wastewater treatment

Bakalářská práce

Autor: Lukáš Valecký, DiS.

Vedoucí práce: Ing. Tomáš Pluhař

Konzultant: Ing. Ing. Tomáš Lederer, Ph.D.

V Liberci dne 17.5.2010

Prohlášení

Byl jsem seznámen s tím, že na mou bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 o právu autorském, zejména § 60 (školní dílo).

Beru na vědomí, že TUL má právo na uzavření licenční smlouvy o užití mé bakalářské práce a prohlašuji, že s o u h l a s í m s případným užitím mé bakalářské práce (prodej, zapůjčení apod.).

Jsem si vědom toho, že užít své bakalářské práce či poskytnout licenci k jejímu využití mohu jen se souhlasem TUL, která má právo ode mne požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, vynaložených univerzitou na vytvoření díla (až do jejich skutečné výše).

Bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně s použitím uvedené literatury a na základě konzultací s vedoucím bakalářské práce a konzultantem.

Datum

Podpis

Poděkování

V první řadě bych rád poděkoval Ing. Tomáši Pluhařovi za jeho velkou pomoc při návrhu a konstrukci zařízení a za jeho cenné rady, bez kterých by tento projekt nemohl vzniknout. Velký dík také patří Ing. Tomáši Ledererovi, Ph.D. za drahocenné konzultace v oblasti čištění odpadních vod. Dále bych rád poděkoval Ing. Lence Lacinové, která mi pomohla se zorientovat v prostředí chemické laboratoře a byla mi oporou při měření a experimentech. V neposlední řadě patří velký dík i Ing. Daniele Lubasové za konzultace ohledně výroby nanovlákných materiálů a technologie Nanospider™. Na závěr bych rád poděkoval společnosti BIBUS s.r.o., která jako jediná z dotázaných společností poskytla aerační element důležitý pro funkčnost celého zařízení a usnadnila tak realizaci projektu.

Abstrakt

Bakalářská práce se zabývá návrhem a konstrukcí laboratorního aerobního biofilmového reaktoru pro čištění specificky znečištěných odpadních vod. Jedná se o reaktor s pevným ložem, ve kterém je jako nosič biomasy použita nanovláknenná textilie. Tento moderní materiál byl připraven z nití, na kterých je nanесena vrstva polyuretanových nanovláken pomocí technologie Nanospider™. Cílem práce bylo změřit oxygenační kapacitu vzniklého zařízení a jeho schopnost využít kyslík z přiváděného vzduchu. Výsledkem práce jsou naměřené charakteristiky a posouzení, zda má použitý nanovláknenný nosič vliv na přestup kyslíku do vodního prostředí či nikoli.

Klíčová slova: čištění odpadních vod, biologické aerobní čištění, biofilmový reaktor, nosič biomasy, nanovláknena, oxygenační kapacita, aerační element

Abstract

This work is focused to design and construction of laboratorial aerobic biofilm reactor for specific wastewater treatment. The reactor is fixed-bed reactor, where nanofiber textile is used as a biomass carrier. This modern material was prepared from threads with polyurethane nanofiber layer on its surface made by Nanospider™ technology. The aim of this work was to measure oxygen mass transfer in the constructed reactor and its oxygen utilization efficiency. Measured characteristics and the verdict whether the used nanofiber carrier has an effect on them is the result of the work.

Keywords: wastewater treatment, biological aerobic treatment, biofilm reactor, biomass carrier, nanofibers, oxygen mass transfer, air diffuser

Obsah

1	ÚVOD.....	9
2	TEORETICKÁ ČÁST.....	11
2.1	Odpadní vody	11
2.1.1	Organické látky v odpadních vodách.....	11
2.1.2	Stanovení obsahu organických látek v odpadních vodách	12
2.2	Čištění odpadních vod	13
2.2.1	Čistírny odpadních vod	13
2.2.1.1	Předčištění	13
2.2.1.2	Mechanické čištění	13
2.2.1.3	Biologické aerobní čištění	14
2.2.1.4	Terciární čištění	14
2.2.1.5	Odpadní produkty ČOV	15
2.3	Princip biologického aerobního čištění.....	16
2.3.1	Systémy s biomasou ve vzhledu	18
2.3.2	Systémy s biomasou fixovanou na pevném nosiči	18
2.3.2.1	Výhody imobilizované biomasy.....	19
2.3.2.2	Princip biofilmového systému.....	19
2.3.2.3	Biofilmová kinetika	21
2.3.2.4	Dynamika tvorby a růstu biofilmu	22
2.3.2.5	Rozdělení biofilmových reaktorů	23
2.3.3	Aerace při biologickém čištění OV	25
2.3.3.1	Pneumatická aerace	25
2.3.3.2	Oxygenační kapacita	25
2.3.3.3	Využití kyslíku	28
2.4	Systémy s fixovanou biomasou v praxi	28
2.4.1	Systém MBBR™	28
2.4.2	Systém BIOBLOK®	29
2.5	Nanovláknový materiál	30
2.5.1	Elektrostatické zvlákňování.....	31
2.5.2	Technologie Nanospider™	32
3	PRAKTICKÁ ČÁST	34
3.1	Realizace reaktoru	34
3.1.1	Základní koncept.....	34
3.1.2	Realizace reaktoru.....	36

3.1.2.1	Aerační element.....	36
3.1.2.2	Nanovláknový nosič	38
3.1.2.3	Montáž reaktoru	40
3.2	Měření základních charakteristik	42
3.2.1	Oxygenační kapacity.....	42
3.2.1.1	Postup měření OC	42
3.2.1.2	Naměřené grafy a tabulky	44
3.2.2	Využití kyslíku.....	47
3.2.3	Zhodnocení	49
4	ZÁVĚR	50
5	LITERATURA.....	51

Seznam obrázků

Obrázek 1 - Blokové schéma technologické linky ČOV	15
Obrázek 2 - Schéma aerobního procesu	17
Obrázek 3 - Schéma průřezu biofilmem.....	20
Obrázek 4 - Detail polyethylenového nosiče	29
Obrázek 5 – nosič BIOBLOK®	30
Obrázek 6 – Nanorozměr – vlas, pylové zrno, nanovlákná.....	30
Obrázek 7 - Princip elektrostatického zvlákňování.....	31
Obrázek 8 - Nanospider™.....	32
Obrázek 9 - Základní koncept reaktoru	35
Obrázek 10 - Trubkový difuzor TD63	37
Obrázek 11 - Nit s nanovlákný zobrazená pomocí SEM	39
Obrázek 12 - Detail nanovláknenného nosiče	39
Obrázek 13 - Vestavba s nosičem	40
Obrázek 14 - Reaktor s vestavbou.....	41

Seznam tabulek

Tabulka 1 - Saturační koncentrace kyslíku ve vodě při 101,3 kPa	27
Tabulka 2 - Závislost teplotního koeficientu f na teplotě.....	28
Tabulka 3 - Aerační elementy	36
Tabulka 4 - Naměřené hodnoty, výpočet OC.....	46
Tabulka 5 - Využití kyslíku.....	48

Seznam grafů

Graf 1 - Závislost koncentrace kyslíku na čase - 0,4 m ³ /h	44
Graf 2 - Koeficient K_{La} , reaktor bez vestavby	45
Graf 3 - Koeficient K_{La} , reaktor s vestavbou	45
Graf 4 – Normalizovaná $(OC)_{20}$ pro různé průtoky vzduchu.....	47
Graf 5 - Využití kyslíku.....	48

1 ÚVOD

Voda je významnou součástí našeho životního prostředí. Přicházíme s ní do styku v každodenním životě a přesto si neuvědomujeme její obrovský význam pro všechny živé organizmy na této planetě. Vodní zdroje využíváme takovým způsobem, že více než jedna miliarda lidí na světě nemá přístup k nezávadné pitné vodě. Tento problém se bude časem s dalším vývojem lidské společnosti ještě více stupňovat. Především průmysl a také zemědělství mají největší podíl na znečišťování vody. Vznikají nové dokonalejší látky, které mají usnadnit lidskou práci i život. Vznikají cizorodé sloučeniny jako odpadní produkt při stále dokonalejších technologických postupech. Vznikají účinnější pesticidy, hnojiva a hormony, které mají zvýšit produkci zemědělských plodin a zrychlit růst hospodářských zvířat. Tyto látky a mnohé další představují obrovskou zátěž pro přírodu, jelikož jsou pro ni cizí. Dostávají se do vodního prostředí, neboť jsou součástí odpadních vod. Díky tomu výrazně zasahují do všech přírodních koloběhů, které jsou na vodě závislé, a přímo tak ohrožují zdraví nejen lidí, ale i zvířat. Mají také výrazný vliv na celé ekosystémy, které se díky jejich vlivu stávají zranitelnějšími a méně odolnými. Z těchto důvodů je potřeba hledat nové cesty, jak tyto nebezpečné látky z odpadních vod odstranit nebo alespoň snížit jejich koncentraci tak, aby nemohly svou toxicitou negativně ovlivnit probíhající přírodní pochody.

Vzhledem k tomu, že jsou stávající čistírenské techniky založené převážně na biologických principech využívajících mikroorganizmy (biomasu), představuje tato situace problém. Adaptace mikroorganizmů na nové látky je problematický a dlouhodobý proces. Tradiční techniky, čímž je především myšlen systém aktivace, již na tyto požadavky často nestačí. Proto se hledají nové způsoby a to především v technologii, která je historicky starší. Jedná se o biofilmové reaktory. V těch je biomasa přisedlá na pevném povrchu oproti aktivaci, kdy se biomasa vznáší volně v odpadní vodě. Díky fixaci je tak odolnější vůči negativním vlivům prostředí a může tak účinněji realizovat samotné čištění v nevhodných podmínkách. Tento způsob je odvozen od přirozených procesů probíhajících v přírodě, kdy mikroorganizmy vytvářejí aktivní biofilm ve vodním prostředí na povrchu kamenů, říčního písku, spadlých kmenů apod.

Jaký nosič zvolit pro růst biomasy v průmyslových podmínkách je hlavní otázkou. Po přírodních materiálech, přišly na řadu materiály z umělých hmot, jelikož jsou lehčí a lépe se s nimi manipuluje. V poslední době se stále více hovoří o nanomateriálech, které vynikají především obrovským specifickým povrchem a velkou pórovitostí. Tyto vlastnosti mohou mikroorganismům poskytnout lepší podmínky pro jeho prvotní kolonizaci.

Z toho důvodu je praktická část této bakalářské práce zaměřena na sestavení laboratorního aerobního biofilmového reaktoru pro čištění specificky znečištěných odpadních vod. Je probrána jeho konstrukce a způsob použité aerace. Dále se zabývá použitým nosičem, pro jehož realizaci byl zvolen moderní nanovláknový materiál ve formě textilie. Jedná se o pilotní projekt, vzhledem k tomu, že tato textilie nebyla pro čištění odpadních vod ještě nikdy použita. Její vývoj byl realizován na Technické univerzitě v Liberci, konkrétně na Fakultě textilní.

Vzhledem k tomu, že jsou mikroorganismy využívány pro čištění odpadních vod převážně aerobního charakteru, zabývá se praktická část dále měřením základních charakteristik vzniklého zařízení, které se týkají okysličení vody. Jedná se o oxigenační kapacitu a využití kyslíku. Na základě získaných údajů je pak v závěru práce zjištěno, zda má použitý typ nosiče vliv na přestup kyslíku do vodního prostředí, či nikoli.

Teoretická část bakalářské práce je především zaměřena na úvod do problematiky čištění odpadních vod. Podrobněji je pak probráno biologické čištění odpadních vod a teorie biofilmových reaktorů. Na závěr je zmíněn proces výroby nanovláken a technologie Nanospider™.

Zkonstruované zařízení a výsledky měření budou sloužit jako podklad pro další práci týkající se růstu biomasy na nosiči a její schopnosti odbourávat specifické znečištění. V laboratoři se bude jednat o modelovou látku anilin. Pokud budou výsledky experimentů pozitivní, započne se s testováním nosiče v běžném provozu, při odbourávání látky chloramin, kterou produkuje společnost Bochemie a.s.

2 TEORETICKÁ ČÁST

Teoretická část bakalářské práce stručně nastíní, co to jsou odpadní vody a jakým způsobem se čistí v čistírnách odpadních vod na modelu technologické linky čištění odpadních vod. Dále se zaměří na principy biologického čištění odpadních vod a to především na systémy s biomasou fixovanou na pevném nosiči neboli na teorii biofilmových reaktorů. Vzhledem k tomu, že bude nosič tvořen nanovláknem, bude pojednáno také o jejich výrobě.

2.1 ODPADNÍ VODY

Odpadní vody (OV) se nazývají takové vody, které po použití změní svoje vlastnosti. Může se jednat například pouze o změnu jejich teploty (voda použitá v teplárnách nebo v elektrárnách), ale v častějších případech se jedná o zvýšení koncentrace určitých látek. Ty mohou být v rozpuštěné nebo nerozpuštěné formě, organického nebo anorganického původu, biologicky rozložitelné nebo nerozložitelné. Jejich původ pochází převážně z domácností, případně městské vybavenosti (školy, hotely, úřady) a průmyslu. V prvním případě se hovoří o splaškových OV, ve druhém případě o OV průmyslových. Každý druh OV má svá specifika, které však ale nejsou předmětem této práce.

2.1.1 Organické látky v odpadních vodách

Vzhledem k faktu, že se práce zabývá návrhem reaktoru pro biologické čištění OV, je důležité se zmínit o látkách organických a to především látkách biologicky rozložitelných, jak je vysvětleno níže.

Splaškové vody obsahují převážně dobře biologicky odbouratelné látky v podobě proteinů, sacharidů a lipidů. Pro potřebu pochopení souvislostí této práce je potřebné se zmínit o průmyslových OV, jelikož obsahují ve větší míře specifické znečištění.

Jelikož je průmysl jako odvětví lidské činnosti dosti široký pojem, je velice široké i spektrum vypouštěných látek do průmyslových OV. Je možné je proto rozdělit podle biologické rozložitelnosti a toxicity do čtyř základních skupin [2]:

- Látky rozložitelné a netoxické (cukry, mastné kyseliny, aminokyseliny aj.)
- Látky rozložitelné a ve větších koncentracích toxické (fenol, formaldehyd aj.)

- Látky obtížně rozložitelné a netoxické (azobarviva, huminové kyseliny aj.)
- Látky obtížně rozložitelné a toxické (některé pesticidy, chlorované uhlovodíky aj.)

Podstatnou a snad jedinou nevýhodou biologického čištění, kterým se tato práce převážně zabývá a o kterém bude blíže pojednáno v kapitole 2.3, je skutečnost, že dokáže z OV odstranit pouze látky biologicky rozložitelné, tedy látky z první a druhé skupiny. [2] Zatímco netoxické látky z první skupiny jsou obsaženy převážně ve vodách vystupujících z potravinářského průmyslu (mlékárny, pivovary, konzervárny), látky z druhé skupiny jsou obsaženy ve vodách z chemického (petrochemického) průmyslu. Tím je také dána jejich toxicita.

Jak již bylo zmíněno v úvodu, reaktor s nanovlákným nosičem má být po svém dokončení použit pro testování růstu biomasy a její schopnosti rozkládat specifické znečištění. Tím jsou myšleny především látky z druhé skupiny. Konkrétně se jedná o anilin v laboratorních podmínkách, případně o chloramin v podmínkách provozních. Tyto látky jsou ve vyšších koncentracích toxické a mají nepříznivý vliv na procesy biologického čištění. Z tohoto důvodu je potřeba obecně mikroorganismy nejprve na tyto látky adaptovat tak, že je pozvolně zvyšována jejich koncentrace v přiváděné vodě.

2.1.2 Stanovení obsahu organických látek v odpadních vodách

Z důvodu posouzení organického znečištění v OV se stanovuje tzv. biochemická spotřeba kyslíku (BSK) a chemická spotřeba kyslíku (CHSK). První metoda vyjadřuje množství rozpuštěného molekulárního kyslíku, který spotřebují mikroorganismy za určitý časový interval při biochemickém rozkladu organických látek ve vodě. Nejčastěji se volí interval 5ti dní – hodnota se proto označuje jako BSK₅. Druhá metoda je mírou obsahu organických látek schopných chemické oxidace. Měření se provádí za pomoci oxidujících sloučenin (např. manganistan draselný) a výsledek je ekvivalentní spotřebě použitého oxidovadla. Nevýhodou druhé metody je, že obsahuje i kyslík použitý k oxidaci některých anorganických sloučenin (Fe²⁺ aj.). Z tohoto důvodu je potřeba tyto látky eliminovat buď skutečně nebo výpočtem. [1]

2.2 ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD

Pro lepší pochopení podstaty biologického čištění je předem důležité zmínit jeho úlohu v celém procesu čištění OV v ČOV. Informace byly převážně čerpány ze zdrojů [1, 2].

2.2.1 Čistírny odpadních vod

Jakým způsobem se budou OV čistit, je dáno kvalitou vody vstupující do čistírny OV (ČOV) a požadovanou kvalitou pro vodu z čistírny vystupující.

Při čištění OV se uplatňuje postup, který má za úkol odstranění případně snížení koncentrace určitých látek a to:

- hrubých nečistot
- suspendovaných částic
- koloidních a rozpuštěných biologicky rozložitelných látek
- sloučenin dusíku a fosforu
- patogenních organismů

Proto, abychom pochopili základní princip čištění OV, je vhodné uvést jednotlivé procesy, které se na odstraňování případně snižování koncentrace výše uvedených látek podílí. Jakým způsobem se tak děje, bude stručně uvedeno a prezentováno v následujících kapitolách na technologické lince velkých a středních ČOV. Blokové schéma takovéto linky je znázorněno grafiky, viz Obrázek 1.

2.2.1.1 Předčištění

V první fázi čištění, která se nazývá předčištění (PČ), se surová voda (SV) vstupující do ČOV zbavuje hrubých nečistot, jejichž přítomnost je nežádoucí v dalším procesu čištění. Tato fáze obsahuje následující mechanismy: lapák šterku (1), česle (2), lapák písku (3) a ojediněle i lapáky tuků.

2.2.1.2 Mechanické čištění

OV zbavená hrubých nečistot se posléze přivádí na tzv. mechanické čištění (MČ), které je tvořeno usazovacími (sedimentačními) nádržemi (4). Jednoduchým

a energeticky málo náročným procesem je docíleno výrazného snížení organického znečištění za vzniku primárního kalu.

2.2.1.3 Biologické aerobní čištění

OV zbavená hrubých nečistot a většiny usaditelných látek mechanickým čištěním se posléze přivádí na biologické aerobní čištění (BČ).

Jedná se o proces, který se skládá z vlastní biologické jednotky (5) a dosazovací separační nádrže (6). Biologická jednotka je reprezentována buď reaktory s kulturou ve vznosu (aktivační nádrže), nebo biofilmovými reaktory s kulturou přisedlou na pevném nosiči (biofiltry, kolony). Bližší informace o biologickém čištění OV jsou uvedeny v kapitole 2.3.

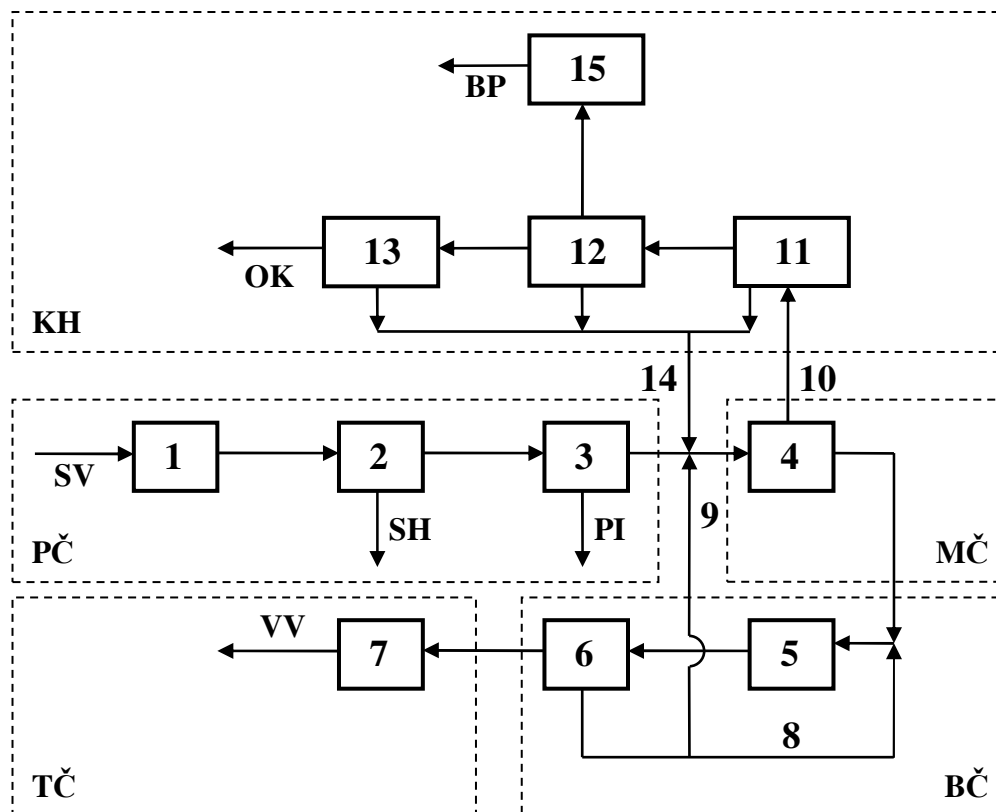
V biologické jednotce se především snižuje koncentrace biologicky rozložitelných organických látek za pomoci biochemických oxidačních a syntézních pochodů. Syntézou nové biomasy se z OV odstraňuje i část dusíku a fosforu. Takto zpracovaná voda se posléze přivádí do dosazovacích nádrží, které slouží jako prostředek pro separaci suspendované biomasy od vyčištěné vody. Oddělená biomasa se vrací zpět potrubím (8) do aktivační nádrže (recirkulace) tak, aby se mohla dále podílet na čistících procesech. V systémech s biofilmovými reaktory se v dosazovacích nádržích separuje stržený biofilm, které se však již nevrací zpět do reaktoru. Přebytková biomasa se v obou případech přivádí potrubím (9) do usazovacích nádrží, které jsou součástí mechanického čištění, kde se spojí s primárním kalem za vzniku kalu smíšeného (surového). Ten se pak transportuje potrubím (10) do nádrže zahušťovací (11), kde se sníží jeho objem a následně se stabilizuje.

Dosazovací nádrže jsou většinou poslední jednotkovou operací v procesu čištění OV, proto je jejich návrhu a správné funkci přikládán velký význam a důležitost. Vyčištěná voda je poté vypouštěna do povrchového recipientu.

2.2.1.4 Terciární čištění

V některých případech je nevyhovující, aby vypouštěná voda obsahovala zbylý dusík a fosfor, který nebyl nebo nemohl být využit při syntéze biomasy, nebo další biologicky rezistentní látky, které procházejí čištěním nedotčeny. Proto se voda po mechanicko-biologickém čištění podrobuje dalšímu, tzv. terciárnímu čištění (TČ).

Jedná se o jakýkoli proces zpracovávající odtok předešlého čištění za účelem snížení chemického nebo mikrobiologického znečištění. Používá se nejčastěji následujících procesů: chlorace, biologické dočišťování ve stabilizačních nádržích, filtrace (mikrosíta, písek apod.) a adsorpce na aktivním uhlí.



Obrázek 1 - Blokové schéma technologické linky ČOV [2]

Popis Obrázek 1: SV – surová voda, VV – vyčištěná voda, OK – odvodněný kal, PČ – předčištění, MČ – mechanické čištění, BČ – biologické aerobní čištění, TČ – terciární čištění, KH – kalové hospodářství, PI – písek, SH – shrabky, BP – bioplyn. 1 – lapák štěrku, 2 – česle, 3 – lapák písku, 4 – usazovací nádrž, 5 – aktivací nádrž nebo biofiltr, 6 – dosazovací nádrž, 7 – jednotka terciárního čištění, 8 – vracení aktivovaného kalu (recirkulace), 9 – odtahování přebytkového aktivovaného kalu, 10 – odtahování smíšeného (surového kalu), 11 – zahušťovací a uskladňovací nádrž, 12 – methanizační (vyhnilávací) nádrž, 13 – mechanické odvodňování anaerobně stabilizovaného kalu, 14 – odvod kalové vody na začátek čištění, 15 – plynem pro bioplyn.

2.2.1.5 Odpadní produkty ČOV

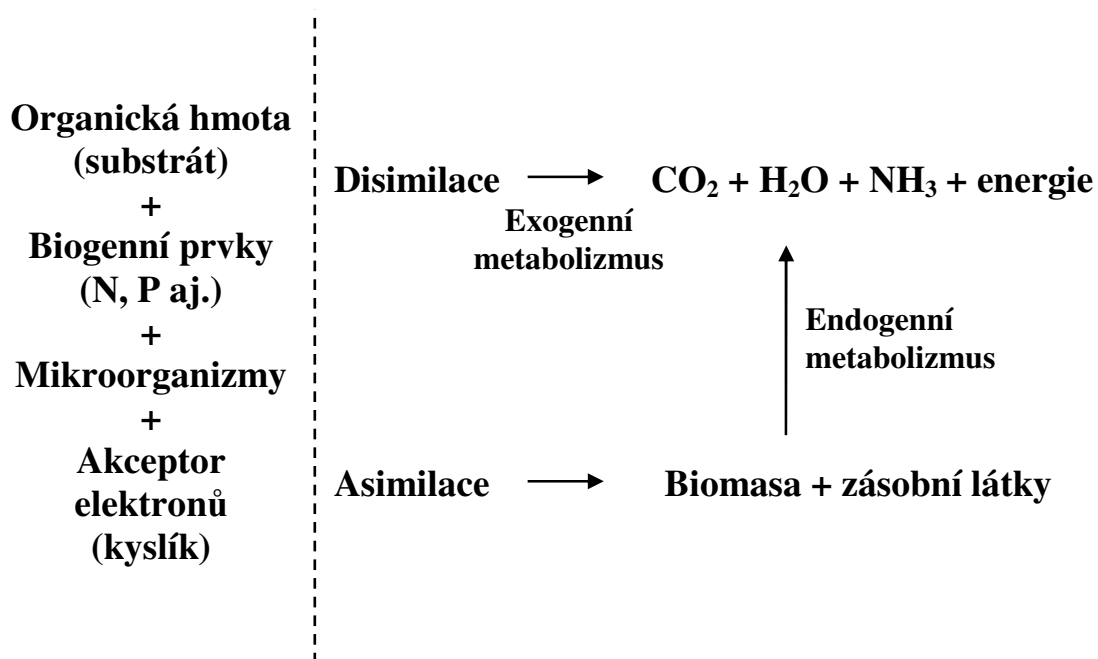
Hlavním odpadním produktem při procesu čištění OV je čistírenský kal, nazývaný též surový nebo smíšený, složený z kalu primárního a kalu biologického tvořeného přebytkovou biomasou, jak už bylo zmíněno výše.

Tento kal je velmi významným materiálem, vzhledem k tomu, že obsahuje velké množství organických látek a látek, které se dají úspěšně využít ke hnojení. Proto, aby se mohl touto cestou využít, je potřeba ho nejprve stabilizovat, čímž se stane z hlediska hygienického i senzorického nezávadným pro životní prostředí. Na velkých a středních ČOV se využívá anaerobní stabilizace kalu, tzv. methanizace, při které mikroorganismy rozkládají bez přístupu kyslíku organické látky. Uvolňuje se při tom velké množství bioplynu, který může být po vyčištění následně použit jako zdroj energie.

Kalové hospodářství (KH) každé čistírny se skládá ze zahušťovací nádrže (11), kde se kal zahustí na 4,5 – 7 % svého původního objemu, nádrže vyhnívací (methanizační) (12), kde se kal stabilizuje, z mechanického odvodňování kalu (13), například pomocí lisů nebo odstředivek, a z plynojemu (15), kde se zachytává vznikající bioplyn.

2.3 PRINCIP BIOLOGICKÉHO AEROBNÍHO ČIŠTĚNÍ

Při biologickém čištění OV se uplatňují především biochemické procesy aerobních mikroorganismů (především bakterií), které rozkládají organické látky obsažené ve vodě (substrát) oxidačními procesy za přítomnosti molekulárního kyslíku (exogenní metabolismus). Ten je příjemcem volných elektronů uvolněných při oxidaci organických látek. Mikroorganismy k tomuto složitému procesu, s řadou dílčích stupňů a meziproduktů, využívají svých enzymů za vzniku konečných produktů – CO_2 , H_2O a ze substrátu obsahujícího dusík pak zpravidla NH_3 . Vzhledem ke skutečnosti, že výsledkem tohoto děje jsou anorganické látky, jedná se v podstatě o mineralizaci organické hmoty. Rozkladem substrátu získávají mikroorganismy energii pro stavbu své buněčné hmoty, dělení a také ji zároveň ukládají do zásobních látek. K syntéze jsou však potřeba i biogenní prvky (C, H, O, N, F, S aj.), které mohou mikroorganismy čerpat z vnějšího prostředí. V případě vyčerpání substrátu přecházejí mikroorganismy na endogenní metabolismus, při kterém rozkládají své zásobní látky. Je to jejich jediný zdroj energie, kterým mohou v této situaci disponovat. Schématické znázornění procesu je níže, viz Obrázek 2.



Obrázek 2 - Schéma aerobního procesu [1]

Tak, aby mohla biologická jednotka správně pracovat tzn., že obsahuje mikroorganizmy v dostatečném množství, musí být potřebná kultura v jednotce nejprve vypěstována jejím zapracováním. Vychází se z toho, že potřebné mikroorganizmy jsou již v OV přítomny. V opačném případě se musí biologická jednotka naočkovat z jednotky již provozované.

Základním procesem v biologických systémech čištění OV je rozklad organických látek, jak už bylo zmíněno výše, na němž se podílí různorodé mikrobiální společenství. Souběžně však za vhodných podmínek probíhají i některé další procesy podmíněné specializovanými bakteriálními druhy, jako je například oxidace amoniaku na dusitany a dusičnany (zvaná nitrifikace) působením nitrifikačních bakterií.

Pro posouzení provozu biologické aerobní jednotky jsou výchozími podklady průtokové množství OV a její kvalita na vstupu a výstupu z této jednotky. U aerobních procesů je základním kritériem pro hodnocení koncentrace organických látek (biologicky rozložitelných) v OV BSK₅ a CHSK.

Jak už bylo nastíněno v kapitole 2.2, rozdělují se aerobní biologické systémy čištění OV na systémy s biomasou ve vztahu (aktivace) a systémy s biomasou fixovanou na pevném nosiči. V následujících kapitolách bude stručně nastíněn princip aktivace, jen pro úplnost, a podrobněji probrána teorie biofilmových reaktorů, kterých se tato práce především týká.

2.3.1 Systémy s biomasou ve vzosu

Základním principem čištění OV biomasou ve vzosu je vytvoření aktivovaného kalu v provzdušňované aktivační nádrži, který je tvořen shlukem mikroorganismů spojených tzv. bioflokulací. Mezi mikroorganismy jsou majoritně zastoupeny kolonie bakterií, ale často se vyskytují i houby, plísňe, kvasinky a prvoci.

Proces bioflokulace je výsledkem provzdušňování OV obsahující aerobní bakterie. Ty tvoří extracelulární polymery, složené především z polysacharidů, částečně i z bílkovin a jiných organických látek. To vede ke snížení elektrického náboje na jejich povrchu za tvorby shluků, které posléze přecházejí do vloček aktivovaného kalu.

Skutečností je, že aerobní bakterie potřebují ke svému životu kyslík. Z tohoto důvodu musí být zajištěno provzdušňování aktivačních nádrží, které udržuje vločky aktivovaného kalu ve vzosu (odtud také název technologie).

Aktivovaný kal přichází do kontaktu s OV a substrátem, který biochemickými procesy rozkládá za tvorby energie a nové biomasy. OV, po určité době, kterou strávila v aktivační nádrži, odtéká spolu s určitým objemem aktivovaného kalu do dosazovací nádrže. Tam dochází k separaci kalu, který se vrací zpět do aktivační nádrže nebo je odváděn jako přebytečný do nádrží pro mechanické čištění a odtud pak ke stabilizaci. Voda zbavená kalu je pak vypouštěna do přírodního recipientu.

2.3.2 Systémy s biomasou fixovanou na pevném nosiči

Systémy s biomasou fixovanou na pevném nosiči neboli také biofilmové reaktory jsou v oblasti biologického čištění OV velice rozšířeny. V Anglii se dočkaly masového nasazení ještě před koncem 19. století díky rychlému rozvoji čistírenské techniky a společnosti jako takové obecně, která produkovala velké množství OV.

V základu je biologické čištění OV v biofilmových reaktorech shodné s čištěním pomocí aktivace, jelikož se při něm uplatňují všechny tři základní faktory tohoto procesu a to: aerobní mikroorganismy, kyslík a organická hmota, která je rozkládána. Jediný rozdíl je v podstatě samotné biomasy, respektive jejího pohybu. U aktivace se mikroorganismy vznášejí díky aeraci na vločkách, u reaktorů s pevným nosičem jsou přisedlé na jeho povrch (jsou imobilizované) a tvoří tak biologickou blánu neboli biofilm.

2.3.2.1 Výhody imobilizované biomasy

Na systémy s imobilizovanou biomasou nelze pohlížet jako na konkurenta procesu aktivace nebo snad jeho alternativu. Nenahrazují totiž aktivační proces a měly by být používány pouze tam, kde je to z ekonomického a technologického hlediska výhodné. Na druhou stranu však nacházejí v poslední době velké uplatnění především z toho důvodu, jelikož stoupá požadavek na kvalitu vypouštěné vody, zpříšňují se povolené limity, objevují se nové obtížnější biologicky odbouratelné látky. Za této situace již nejsou tradiční čistírenské techniky (aktivace) schopny plnit dané požadavky.

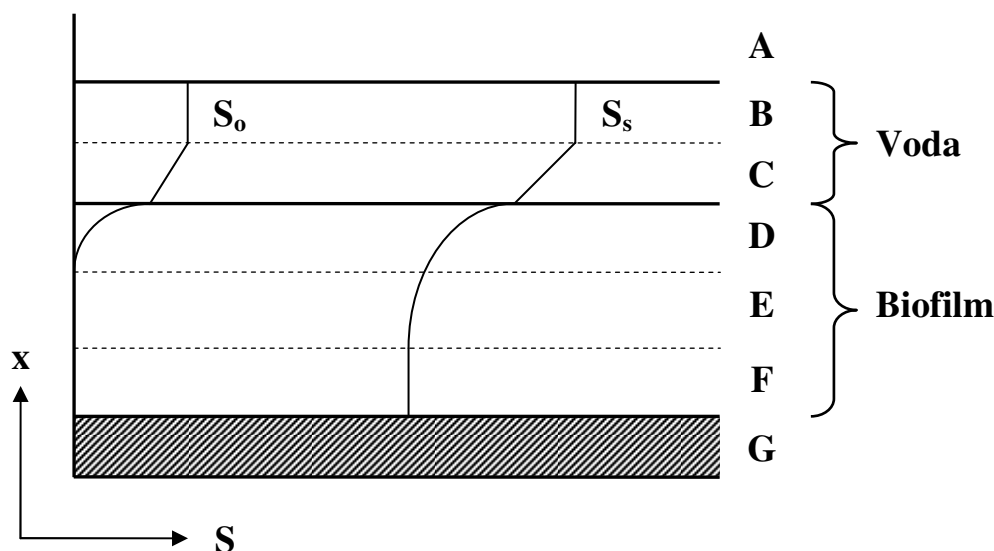
Přisedlá biomasa je díky svému ochrannému obalu (glykokalyxu, viz kapitola 2.3.2.4) odolná proti vyplavování, čímž se udržuje její vysoká koncentrace v reaktoru a tím pádem je vysoká i účinnost čistících procesů. Imobilizace má významný vliv pro pomalu rostoucí kultury (nitrifikační bakterie a mikroorganismy rozkládající těžce odbouratelné látky). Nedochází totiž k jejich neustálému vyplavování jako u aktivace a mohou se tak lehce přizpůsobit daným podmínkám i nepříznivým (nízké teploty, obsah toxických látek apod.), při kterých procesy v klasické aktivaci selhávají [4]. S tím souvisí i kratší doba zdržení vody v systému a tím pádem menší požadavky na objem reaktoru, což se pozitivně promítne do ekonomické náročnosti.

Z ekonomického hlediska je též výhodná schopnost imobilizované biomasy redukovat množství přebytečného kalu v kombinovaných systémech s aktivací, čímž se snižují náklady na jeho odvodnění, skladování, dopravu a zneškodnění. [6]

2.3.2.2 Princip biofilmového systému

Principem biofilmových systémů je vytvoření biologické blány neboli biofilmu na povrchu nosiče. Ten je tvořen rozličnými kulturami mikroorganismů, především bakterií, jak už bylo zmíněno v předchozích kapitolách. Jak biofilm vypadá a jakým způsobem funguje, je nastíněno v následujících kapitolách.

Zjednodušený pohled na biofilm může nastínit Obrázek 3. Ten ukazuje ideální případ, ve kterém se na rozdíl od praxe uvažuje s vysoce kompaktním biofilmem s patrným fázovým rozhraním mezi vodou a biofilmem. Ve skutečnosti je fázové rozhraní téměř nerozeznatelné a i biofilm je značně nekompaktní s velkými změnami a různorodostí ve svém povrchu.



Obrázek 3 - Schéma průřezu biofilmem [1, 2]

A – vzduch, B – jádro proudící kapaliny, C – kapalinový film, D – oxická vrstva, anoxická vrstva, anaerobní vrstva, G – nosič, S_o – koncentrace kyslíku v jednotlivých vrstvách, S_s – koncentrace organického substrátu v jednotlivých vrstvách

Nosič biofilmu

Již zmíněným nosičem biofilmu je materiál, který nikterak neovlivňuje biochemické procesy na něm probíhající. Musí být fyzikálně i chemicky stabilní s co největším specifickým povrchem. Materiály dříve používané nahradily materiály moderní, vyrobené z polymerů, jako jsou polyvinylchlorid, polyethylen, polypropylen, polyuretan aj.

Biofilm

Vytvořená biologická blána není v celé své tloušťce homogenní, ale je rozvrstvena a to díky rozdílné koncentraci kyslíku, viz Obrázek 3. Vrstva, která je ve styku s vodným prostředím, má rozpuštěného kyslíku dostatek – je oxická¹. V ní probíhají nejdůležitější aerobní čistící procesy a proto se také nazývá aktivní.

¹ Prostředí, ve kterém slouží jako příjemce elektronů molekulární kyslík.

S ubývající koncentrací kyslíku se vrstva stává anoxickou² a anaerobní³. Díky tomuto rozvrstvení mohou v biofilmu probíhat rozdílné biochemické procesy.

Celková vrstva biofilmu může mít tloušťku i přes 5 mm, z toho oxická (aktivní) vrstva tvoří běžně 50 až 150 μm , a je především závislá na provozních podmínkách. Výsledná tloušťka je regulována mechanickým otěrem a spontánním strháváním biofilmu v důsledku dějů probíhajících uvnitř reaktoru.

Transport látek (substrátu, kyslíku, biogenních prvků, ale i toxinů) je do biofilmu zajištěn díky koncentračnímu spádu mezi biofilmem a vodným prostředím – molekulární difúzí. Transportní děje ovlivňují velkou měrou všechny procesy probíhající uvnitř biofilmu. Pokud nedochází ke korektní výměně důležitých látek, může dojít k jejich zpomalení nebo dokonce zastavení.

Kapalinový film

Kapalinový film je mezní vrstvičkou, která odděluje biofilm od jádra proudící kapaliny a tvoří se v něm výše zmíněný koncentrační spád. Film je dán výsledkem laminárních podmínek a jeho tloušťka závisí na hydraulickém režimu v reaktoru.

Jádro proudící kapaliny

Jádro proudící kapaliny představuje hlavní proud OV reaktorem. Jádro je z hlediska ideálního reaktoru dokonale promíchané. V aerobních reaktorech je provzdušňováno a to buď vpouštěním tlakového vzduchu, nebo přestupem kyslíku ze vzduchu proudícího kolem jádra například u zkrápěných biologických kolon.

2.3.2.3 Biofilmová kinetika

Kinetika procesů probíhajících v biofilmu, neboli rychlost odbourávání chemického znečištění, je značně ovlivněna potřebou transportovat substrát a kyslík nejen do biofilmu, ale i v něm, jakožto nehomogenním prostředí. Dané děje, jak už bylo zmíněno výše, jsou dány molekulární difúzí. Ta probíhá v kapalinovém filmu (vnější difúze) a v samotném biofilmu (difúze vnitřní).

² Prostředí bez molekulárního kyslíku, ve kterém slouží jako příjemci elektronů dusičnany nebo dusitany.

³ Prostředí bez molekulárního kyslíku, dusičnanů i dusitanů, ve kterém slouží jako příjemce elektronů například sírany.

Je-li uvažován biofilm plně saturovaný substrátem, bude rychlost odstraňování organického znečištění reprezentovaného BSK₅ záviset na rychlosti transportu kyslíku v biofilmu, tedy na tloušťce aktivní vrstvy. Tento proces je určen fyzikálními vlastnostmi biofilmu. Maximální rychlost transportu kyslíku zjištěná experimentálně na reálném biofilmu při čištění OV, byla stanovena na 35 g.m⁻².den⁻¹.

K mikrobiálnímu rozkladu organické hmoty odpovídající 1 g BSK₅ je zapotřebí cca 0,5 g kyslíku. Z této skutečnosti a ze znalosti maximální rychlosti difúze kyslíku, je možné vypočítat maximální rychlost odstranění organického znečištění daného BSK₅ na plochu biofilmu, která je 40 až 60 g.m⁻².den⁻¹.

Celkový výkon reaktoru je tedy dán tloušťkou aktivního biofilmu. Tu je možné zvýšit jedinečně zvýšením parciálního tlaku kyslíku v atmosféře reaktoru. Vzhledem ke skutečnosti limitujících transportních dějů a skutečnosti, že je možné obohacovat atmosféru reaktorů kyslíkem pouze v omezené míře, je možné výkon zvýšit pouze zvýšením kontaktní plochy biofilmu, tedy jeho specifickým povrchem.

2.3.2.4 Dynamika tvorby a růstu biofilmu

V této kapitole bude stručně popsán mechanismus osídlení nosiče mikroorganismy.

V okamžiku, kdy je povrch nosiče vystaven proudící vodě obsahující rozpuštěné molekuly substrátu a působení bakterií, se začíná odehrávat složitý proces jeho kolonizace. Nejprve jsou díky adsorpci zachyceny molekuly substrátu na jeho povrchu a již řádově v několika minutách se vytváří souvislá vrstva. Ta výrazně mění povrch nosiče a tím pádem tak ovlivňuje následující procesy. Ty se týkají vlastního osídlení nosiče a je možné je rozdělit do několika fází, viz dále.

Lagová fáze

V této fázi jsou bakterie adsorbovány na povrch nosiče van der Waalsovými silami, ale i přes to si jako koloidní částice zachovávají Brownův pohyb. Vzniká rovnováha mezi volnými a adsorbovanými bakteriemi. Vzniká tenká vrstva, která ještě není odolná vůči mechanickým vlivům a vyplavování při provozu v reálném reaktoru.

Fáze exponenciálního růstu

Tato fáze nastává až po trvalém přichycení bakterií k povrchu nosiče, což je dáno produkcí extracelulárních polymerů, které pevně fixují jednotlivé bakterie do matrice

nazývané glykokalyx. Tu tvoří především filmotvorné nevláknité bakterie, kterým pomáhá při uchycování k povrchu a chrání je před mechanickým a chemickým poškozením. Zároveň slouží jako zásobárna energie a organického uhlíku, jelikož ho adsorbuje z prostředí.

Fáze zpomalení růstu

K této fázi dochází po zrychleném růstu a je logickým výsledkem vyčerpání substrátu z povrchu nosiče, který se adsorboval v prvotních fázích jeho vystavením OV, dále omezeným transportem látek dovnitř biofilmu a odumírání buněk ve starších vrstvách.

Ustálený stav

Je dán ustálením následujících dynamických dějů do rovnováhy: adsorpce bakterií z vodného prostředí, růstem bakterií, odumírání bakterií a strhávání biofilmu do proudící vody buď mechanicky, nebo rozkladem odumírajících buněk a samotné fixační matrice.

Přírůstek biomasy je dán zákonitostmi růstu mikroorganismů. Platí, že produkce biomasy je cca 0,5 kg na 1 kg odstraněné BSK₅.

2.3.2.5 Rozdělení biofilmových reaktorů

Biofilmové reaktory je možné rozdělit podle způsobů, jakým se biofilm dostává do kontaktu s OV a se vzduchem a samozřejmě také podle typu použitého nosiče. Rozdělují se následovně:

Zkrápěné biologické kolony (biofiltry)

Nosičem biofilmu je náplň kolony, která je skrápěna OV a v jejíž mezerách proudí vzduch. V minulosti se jako náplň často používaly přirozené materiály jako šterk, vápenec nebo struska. Dnes převažují především materiály umělé různých tvarů založené na polymerech, které jsou lehčí a vzhledem k tomu, že jsou profilované, poskytují i větší povrch. Výška náplně bývá běžně vysoká 3 – 4 metry. OV je do kolony přiváděna pomocí skrápěcího zařízení, protéká po náplni, čímž se dostává do styku s biofilmem a tím je čištěna. Ve spodní části kolony je pak jímána a odváděna do dosazovací nádrže. Důležitým faktorem je vzduch, který proudí tělesem náplně na principu teplotního spádu (komínový tah).

Ponořené biologické kolony

Dělí se na kolony s pevným ložem, expandovaným a fluidizovaným. V prvním případě se jedná o kolonu, v níž je ponořen nepohybující se nosič biomasy. Ve druhém případě je nosič tvořen volně sypaným materiálem (písek, keramická tělíska apod.), na kterém je narostlá fixovaná biomasa. Částičky nosiče se vzájemně nepohybují. Naproti tomu v posledním případě dochází k pohybu částiček nosiče – jsou udržovány ve vznosu, ať už proudem protékající vody nebo tlakového vzduchu, kterým je zároveň zajištěno provzdušňování. Jako nosič se například používají koule či toroidy z polypropylenového pletiva. Výhodou těchto nosičů je velká mezerovitost materiálů, takže není biomasa fixována pouze na jeho povrchu, ale v celém jeho objemu. Ve všech případech je potřeba nucené aerace.

Rotační biofilmové reaktory

Dělí se na rotační diskové reaktory (RDR) a rotační klecové reaktory (RKR). V prvním případě jsou nosičem disky umístěné na rotující hřídeli, v případě druhém jsou pak nosičem náplně používané ve zkrápěných kolonách uzavřené ve speciální konstrukci – kleci. Princip činnosti obou variant je totožný. Při oxických procesech je nosič ponořen zčásti ve vodě a zčásti je nad hladinou. Rotací dochází k postupnému smáčení nosiče a jeho následnému vystavení vzduchu. Pokud je nosič pod vodou, je na něj adsorbován substrát a zároveň jsou do prostředí uvolňovány výsledné produkty chemických reakcí. Při vynoření s sebou unáší nosič kapalinový film, ve kterém se rozpouští vzdušný kyslík. Vlastní disky jsou většinou tuhé kotouče vyrobené z polypropylenu nebo polyethylenu.

Reaktory s kombinovanou kultivací

Jedná se o reaktory s biomasou ve vznosu (aktivaci), které jsou doplněny nosiči, ať už pevnými nebo vznášejícími se společně s aktivovaným kalem. Hlavním účelem této kombinace je zvýšení podílu biomasy v reaktoru.

Informace v této kapitole byly především čerpány, pokud nebylo uvedeno jinak, z [1, 2].

2.3.3 Aerace při biologickém čištění OV

Aerace neboli provzdušňování OV je jeden z nejdůležitějších procesů při aerobním čištění OV. Je to dáno, jak už bylo zmíněno v předchozím textu, potřebou mikroorganismů respirovat a tím pádem odbourávat znečišťující látky biochemickými procesy. Množství odstraněných organických látek je přímo úměrné množství kyslíku rozpuštěného ve vodě. Jak je kyslík postupně spotřebováván mikroorganismy, je nutné ho doplňovat. K tomuto účelu se využívá především pneumatická aerace, ale je možné se setkat i s aerací mechanickou aj.

2.3.3.1 Pneumatická aerace

Při pneumatické aeraci se vzduch do vody rozptyluje pomocí různých aeračních elementů za využití dmychadel. Elementy mohou vodu sytit bublinami od průměru 1 mm až po bubliny přesahující 1 cm. [1] V poslední době se stále více dává přednost jemnobublinné aeraci jak při výstavbě nových ČOV, tak i při modernizaci. Důvodem je vysoká energetická účinnost, dobré podmínky pro regulaci vnosu kyslíku a malé mechanické namáhání vloček aktivovaného kalu nebo fixované biomasy. Konstrukce těchto moderních aeračních elementů je založena na použití perforované membrány vyrobené z termoplastického materiálu nebo elastomeru. Jako materiál v současné době převažuje EPDM (Ethylen Propylen Dien Monomer). [3]

2.3.3.2 Oxygenační kapacita

Množství vzduchu dodaného do objemové jednotky reaktoru za určitý čas je možné vyjádřit *objemovou intenzitou aerace* označovanou jako I_v ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$). Jedná se o Pöpelem (1989) doporučené nepřímé vyjádření energetického vnosu do systému a jeho vlivu na účinnost přestupu kyslíku ze vzduchu. [3] Tato hodnota nám ale neprozradí, jaké množství kyslíku se ve vodném prostředí dokáže rozpustit. Z tohoto důvodu a z důvodu možnosti porovnávat výkonnost jednotlivých aeračních zařízení v provzdušňovaných nádržích/reaktorech, byl zaveden pojem *oxygenační kapacita* (OC). Ta udává množství kyslíku, které se za hodinu rozpustí v určitém objemu vody ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{hod}^{-1}$). Fakticky udává okysličovací schopnost zařízení a vychází z kinetiky absorpce kyslíku do čisté vody, ve které nedochází k mikrobiální respiraci, tzn. nedochází k jeho spotřebě. Kinetiku lze vyjádřit diferenciální rovnicí, z které vyplývá,

že rychlost přestupu kyslíku do vody v daném okamžiku je přímo úměrná kyslíkovému deficitu: [9]

$$\frac{dc}{dt} = K_L \cdot \frac{A}{V} \cdot (c_s - c) \quad (1)$$

K_L ...koeficient přestupu hmoty [$m \cdot hod^{-1}$]

A ...plocha fázového rozhraní mezi bublinami a vodou [m^2]

V ...objem kapalné fáze [m^3]

c_s ...rozpuštěnost O_2 za daných teplotních a tlakových podmínek (saturační koncentrace) [$g \cdot m^{-3}$]

c ...aktuální koncentrace kyslíku

Podíl plochy fázového rozhraní a objemu kapalné fáze A/V se nahrazuje koeficientem a , označovaným jako mezifázový povrch na objem (m^{-1}), viz následující upravený vztah: [9]

$$\frac{dc}{dt} = K_L a \cdot (c_s - c) \quad (2)$$

Koeficienty K_L a a se spojují v jedinou konstantu nazývanou *objemový koeficient přestupu kyslíku* (hod^{-1}), který závisí na spoustě okolností, například na způsobu, jakým je kyslík do vody přiváděn, na jeho množství za časovou jednotku, na aeračním systému a jeho vztahu k provzdušňované nádrži, její velikosti, tvaru a podobně. Především ale také na době styku vzduchu, respektive vzduchové bubliny, s vodou, což je dáno její rychlostí v daném prostředí a dráze, kterou urazí. Z této skutečnosti vyplývá, že je velmi důležitá výška vodního sloupce. Čím je vyšší, tím je lepší přestup kyslíku do vodného prostředí. Proto, abychom daný koeficient zjistili, musíme nejprve rovnici (2) integrovat se znalostí, že v čase t_0 je koncentrace c_0 a v čase t je koncentrace c :

$$\int_{c_0}^c \frac{1}{c_s - c} \cdot dc = \int_{t_0}^t K_L a \cdot dt \quad (3)$$

Pak získáme:

$$\ln \left(\frac{c_s - c_0}{c_s - c} \right) = K_L a \cdot (t - t_0) \quad (4)$$

$$K_L a = \frac{\ln\left(\frac{c_s - c_0}{c_s - c}\right)}{t - t_0} \quad (5)$$

Koeficient $K_L a$ je tedy směrnici závislosti, kterou je možné zobrazit jako lineární funkci: na osu x je vynášen čas a na osu y hodnoty $\ln((c_s - c_0)/(c_s - c))$. [10]

Vztah pro OC vychází ze zmiňované kinetiky a je pak následující: [1]

$$OC = K_L a \cdot c_s \quad (6)$$

Objemový koeficient přestupu kyslíku je problematické vypočítat a proto se stanovuje experimentálně sledováním změn koncentrace O_2 s časem v průběhu provzdušňování. Saturační koncentrace se stanovuje též experimentálně nebo se pro stávající podmínky vyhledá z tabulek, viz Tabulka 1. [1]

Tabulka 1 - Saturační koncentrace kyslíku ve vodě při 101,3 kPa [10]

T [°C]	0	1	2	3	4	5	6	7
cs [mg/l]	14,64	14,23	13,83	13,45	13,09	12,75	12,42	12,11
T [°C]	8	9	10	11	12	13	14	15
cs [mg/l]	11,81	11,53	11,25	10,99	10,75	10,51	10,28	10,06
T [°C]	16	17	18	19	20	21	22	23
cs [mg/l]	9,85	9,64	9,45	9,26	9,08	8,9	8,73	8,57
T [°C]	24	25	26	27	28	29	30	31
cs [mg/l]	8,41	8,25	8,11	7,96	7,82	7,69	7,55	7,42
T [°C]	32	33	34	35	36	37	38	39
cs [mg/l]	7,3	7,18	7,06	6,94	6,83	6,72	6,61	6,51

OC je závislá na tlaku vzduchu a teplotě vody. Proto, aby bylo možné jednotlivé výsledky porovnávat, je potřeba je uvádět pro standardní tlak 101,3 kPa a teplotu 20 °C. Vliv kolísání atmosférického tlaku lze zanedbat. [1] Teplotní závislost OC je pak dána koeficientem $K_L a$, jehož hodnota se s teplotou mění. Standardní teplotní podmínky je ale prakticky obtížné nastavit, proto se stanoví OC při dané teplotě $(OC)_T$ a výsledná hodnota se přepočte na standardizovanou $(OC)_{20}$ násobením teplotním koeficientem f , viz Tabulka 2, který je empirickým vyjádřením teplotního vlivu. [10]

$$(OC)_{20} = f \cdot (OC)_T \quad (7)$$

Tabulka 2 - Závislost teplotního koeficientu f na teplotě [10]

T [°C]	10	11	12	13	14	15	16	17	18
f	0,977	0,98	0,983	0,985	0,988	0,99	0,993	0,994	0,997
T [°C]	19	20	21	22	23	24	25	26	27
f	0,999	1	1,002	1,004	1,005	1,007	1,009	1,01	1,011

2.3.3.3 Využití kyslíku

Pro vyjádření hmotnosti rozpuštěného kyslíku na jednotku objemu vháněného vzduchu neboli využití kyslíku, označovaného jako κ ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), je možné použít vztah mezi *objemovou intenzitou aerace* a *OC*, kde mezi nimi platí lineární závislost, pokud se s měnící intenzitou nemění velikost vystupujících bublin. Z této skutečnosti též vyplývá nezávislost využití kyslíku na intenzitě aerace. Koeficient 3 je odvozen z obsahu kyslíku ve vzduchu. Hmotnost 1 m^3 vzduchu je za standardních podmínek 1,293 kg a obsahuje 23 % kyslíku, tj. cca 300 g. Daná závislost a odvozený vztah pro využití kyslíku: [1]

$$OC = 3 \cdot \kappa \cdot I_v, \quad \kappa = \frac{OC}{3 \cdot I_v} \quad (8)$$

$$I_v = \frac{Q_v}{V} \quad (9)$$

I_v ... *objemová intenzita aerace* [$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$]

Q_v ...*objemový průtok* [$\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$]

V ...*objem kapaliny* [m^3]

2.4 SYSTÉMY S FIXOVANOU BIOMASOU V PRAXI

V této kapitole jsou uvedeny dva příklady z praxe, ve kterých se využívají systémy s biomasou fixovanou na pevném nosiči. Jedná se pouze o krátké nastínění použití z důvodu lepší orientace v problematice a představy, jak tyto systémy v reálném prostředí fungují.

2.4.1 Systém MBBR™

Zkratka MBBR™ neboli Moving Bed Biofilm Reactor vyjadřuje podstatu celého systému, který je založen na pohybučím se loži uvnitř reaktoru. Technologie byla vyvinuta na konci 80. let na univerzitě v Trondheimu a následně byla patentována

společností Kaldnes (dnes AnoxKaldnes). Dostalo se jí velkého komerčního úspěchu a rychlého rozšíření po celém světě. [5]

Nosiče vyrobené z PE specifického tvaru jsou neustále udržovány v pohybu buď provzdušňováním v aerobních podmínkách nebo pomocí míchadel v podmínkách anaerobních. Jsou navrženy tak, aby poskytovali co největší chráněný povrch pro růst a rozvoj biofilmu. Velkou výhodou je flexibilita, která umožňuje zařazení dané technologie do stávajícího systému (aktivace) tak, aby výsledný celek dosahoval nejlepších výsledků za daných podmínek. [4]



Obrázek 4 - Detail polyethylenového nosiče [5]

Technologie je vhodná pro čištění jak průmyslových, tak i komunálních OV. Z její podstaty plyne i efektivní využití při čištění OV, které obsahují obtížně rozložitelné látky, například z průmyslu zpracovávajícího celulózu. V této souvislosti by bylo vhodné zmínit ČOV při celulóze Quesnel River v Britské Kolumbii v Kanadě, kde jsou provozovány 2 anaerobní reaktory o objemu 3000 m³ společně s aktivací. Při odstraňování je dosahováno velmi vysoké účinnosti. [4] Na druhou stranu se ale jedná o poměrně ekonomicky nákladnou technologii.

2.4.2 Systém BIOBLOK®

Systém BIOBLOK® představuje nosič pro ponořené biologické kolony s pevným ložem nebo může být použit v kombinovaných systémech společně s aktivací, čímž výrazně zvyšuje podíl aktivní biomasy v nádrži a zároveň snižuje objem přebytečného kalu, což má velký ekonomický přínos. Po mnoha letech výzkumu a vývoje byl uveden na trh britskou společností C.A.P. Technology a našel uplatnění v mnoha státech. [6]

Jedná se o strukturu navzájem pospojovaných trubic z PE pletiva o průměru 55 – 70 mm, která ve výsledku tvoří čtvercový blok. Velký specifický povrch až 200 m².m⁻³ poskytuje optimální podmínky pro vznik a růst biofilmu, který je schopen čistit široké spektrum OV. [6] Praktického nasazení se nosič dočkal například při čištění

v provozech zpracovávajících mléko, krmivo pro domácí zvířata, na jatkách a papírnách. [7]

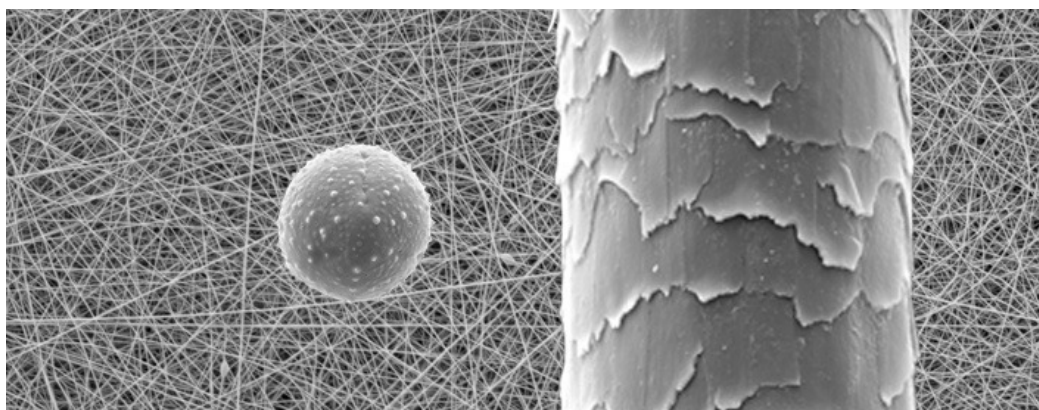


Obrázek 5 – nosič BIOBLOK® [6]

Společnost PureWater Technology využila nosič ke konstrukci vlastní ČOV (až 2000 EO), kterou je možné využít pro bytové jednotky, hotely, Kempy apod. [8]

2.5 NANOVLÁKENÝ MATERIÁL

Zhledem k použití nanovláknenného materiálu jako nosiče biomasy, je v této kapitole pojednáno o tom, co to nanovláknena jsou a jakým způsobem se vyrábějí.



Obrázek 6 – Nanorozměr – vlas, pylové zrno, nanovláknena [12]

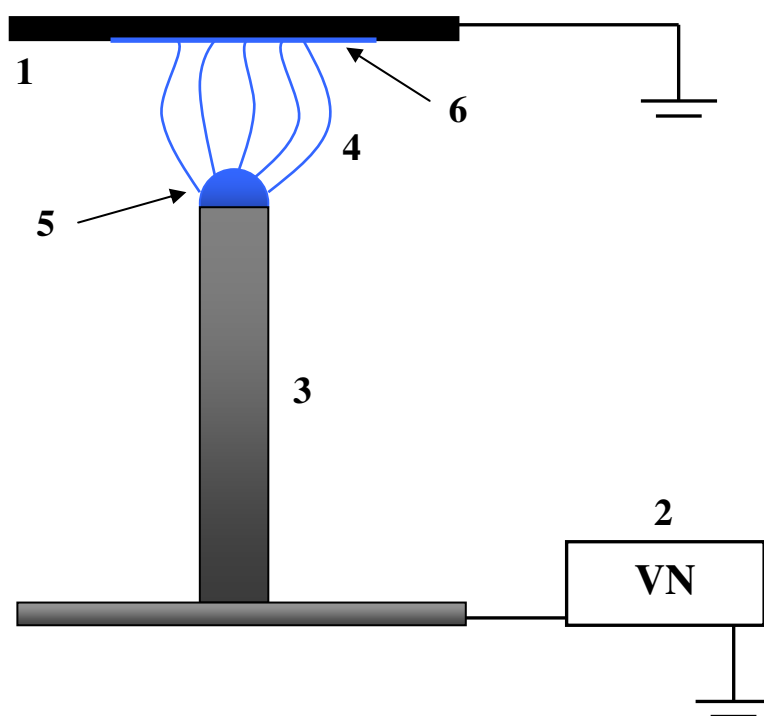
Nanovláknena jsou speciálně vyráběná vlákna o průměru menším než 1000 nanometrů. Lidský vlas má průměr okolo 80 mikrometrů, takže je zhruba 80krát silnější než průměrné nanovlákneno. Jejich rozměr s sebou přináší mnoho výhod. Materiály vyrobené z nanovláken mají obrovský specifický měrný povrch a vysokou pórovitost.

Tento fakt je předurčuje k velkému množství rozličného využití. Například se používá v lékařství jako nosná konstrukce pro pěstování kmenových buněk, ve stavebnictví jako zvuková izolace, pro různé druhy filtrací, kdy je možné zabezpečit zachycení i nanoskopických částic jako například bakterií. [12] Jelikož se jedná o relativně nový materiál, hledají se stále nové aplikace. Příkladem je i jeho použití jako nosiče biomasy pro čištění OV. Může poskytnout vhodné podmínky pro prvotní kolonizaci, která je většinou problematická a zdlouhavá a urychlit tak vývoj celé kultury.

Nanovlákná je možné připravit rozličnými procesy, ale neoptimálnější a také nejpoužívanější je systém elektrostatického zvlákňování.

2.5.1 Elektrostatické zvlákňování

Jedná se o proces, ve kterém je využíváno elektrostatické pole o vysoké intenzitě pro tvorbu elektricky nabitého proudu polymerního roztoku.



Obrázek 7 - Princip elektrostatického zvlákňování [13]

1 – uzemněný sběrný kolektor, 2 – zdroj stejnosměrného vysokého napětí, 3 – elektroda, 4 – vznikající nanovlákná, 5 – kapka polymerního roztoku, 6 – vzniklá vrstva nanovláken

Roztok polymeru (5) je umístěn na elektrodě (3) spojené se zdrojem vysokého napětí (2). Díky vysokému potenciálu mezi elektrodou a uzemněným sběrným kolektorem (1) vznikají na povrchu polymerního roztoku tzv. Taylorovy kužely⁴. Z nich jsou produkována vlákna o submikronovém průměru (4). Jak se nabitý proud roztoku polymeru přibližuje k uzemněnému kolektoru, začíná se zrychlovat a ztenčovat. Dochází k odpařování rozpouštědla a vznikají pevná vlákna, která pak tvoří celistvou vrstvu nanovláken na povrchu sběrného kolektoru (6). [14]

Taylorovy kužely a následný proud hmoty je možné vytvořit nejen z kapky polymerního roztoku umístěného na vrcholu elektrody, ale také z tenké vrstvy polymerního roztoku vniklého na rotujícím válečku, viz následující kapitola týkající se technologie Nanospider™.

2.5.2 Technologie Nanospider™

Jedná se o unikátní technologii, která umožňuje výrobu nanovláknenných vrstev v průmyslovém měřítku. Tato technologie byla vynalezena na Technické univerzitě v Liberci, na Katedře netkaných textilií. Byla patentována a nyní je vyráběna společností Elmarco s.r.o.



Obrázek 8 - Nanospider™ [14]

⁴ Taylorův kužel je mikroskopický prostorový útvar, který svým tvarem připomíná kužel. Je výslednicí sil daných Coulombovým zákonem a mezipovrchových sil.

Využívá objevu, při kterém Taylorovy kužely vnikají i z tenké vrstvy roztoku. Ta je vytvořena na povrchu částečně ponořeného rotujícího válečku v polymerním roztoku, na kterém se tvoří tenký film. V horní úvrati válečku, ve které je nejmenší vzdálenost mezi elektrodou a sběrným kolektorem, se v důsledku silné intenzity elektrického pole začnou vytvářet mnohočetné Taylorovy kužely. Ty následně vyústí v proces zvlákňování.

Hlavní výhodou této technologie je výrazný vzrůst výrobní kapacity, kterou metoda nabízí. Její zásadní přednosti jsou především ve vysoké kvalitě nanovláknenného materiálu, snadné obsluze i čištění, vysoké produkční kapacitě a flexibilitě. [13]

3 PRAKTICKÁ ČÁST

Praktická část bakalářské práce se především zabývá návrhem, vývojem a konstrukcí laboratorního biofilmového reaktoru s pevným ložem, ve kterém bude sloužit jako nosič biomasy nanovláknenná textilie. Vzhledem k použití tohoto moderního materiálu, bude stručně pojednáno o jeho výrobě. Dále tato část pojednává o měření základních charakteristik vzniklého zařízení, jako jsou oxigenační kapacita a využití kyslíku. Obsah praktické části je proto možné rozdělit do dvou hlavních kapitol:

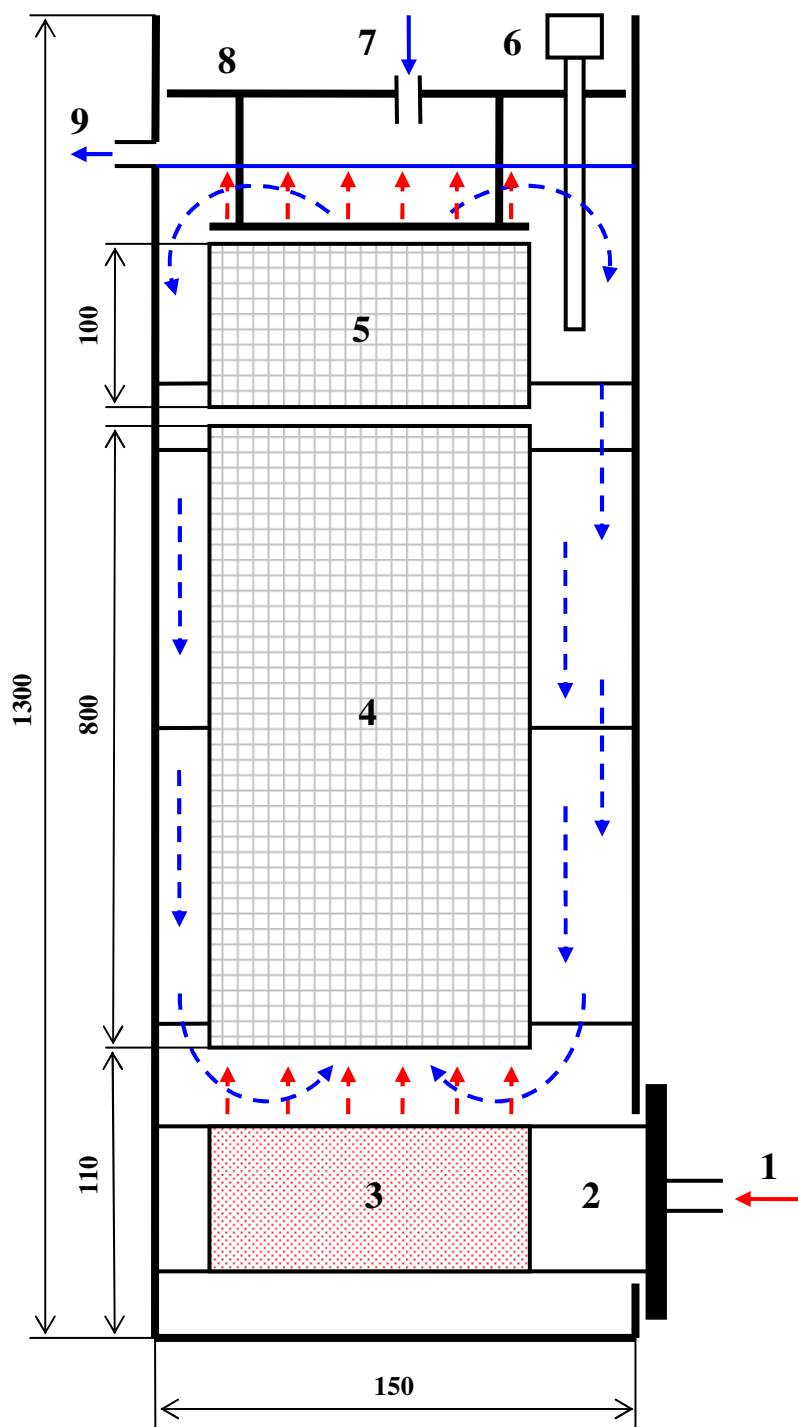
- Realizace reaktoru
- Měření základních charakteristik reaktoru

3.1 REALIZACE REAKTORU

Důvodem konstrukce reaktoru laboratorních rozměrů byla skutečnost, že na něm budou v budoucnu prováděna pouze měření a experimenty v malém rozsahu. Z této skutečnosti také vyplýval požadavek na objem vody, pro kterou mělo být zařízení navrženo. Vzhledem k potřebě zajistit pro budoucí experimenty neustálý přísun znečištěné vody, měl být objem reaktoru co nejmenší. Optimální hodnota objemu byla stanovena na cca 15 – 18 litrů. Tento údaj vyšel z potřeby umístit do prostoru reaktoru vestavbu s nosičem biomasy se současným zachováním dobré funkčnosti zařízení. Tím byla především myšlena potřeba, co nejlépe okysličit čištěnou vodu a zajistit dobré hydrodynamické podmínky v reaktoru.

3.1.1 Základní koncept

Základní koncept reaktoru, viz Obrázek 9, byl po řadě konzultací stanoven jako těleso o podstavě 115 x 150 mm a výšce 1300 mm, která by měla zajistit potřebnou výšku hladiny pro dostatečný přestup kyslíku do vodního prostředí. Ve spodní části tělesa by měl být instalován aerační element (2), do kterého bude přiváděn tlakový vzduch (1). Nad ním by se měla nacházet vyjímatelná vestavba pro nanovláknenný nosič, přes který budou procházet vzduchové bubliny (červené šipky, viz obrázek). Ty zároveň určí směr proudění vody, která se tak dostane do kontaktu s biomasou narostlou na nosiči. Vestavba by neměla vyplňovat celý objem tělesa v jeho šířce z toho důvodu, aby vznikla zóna pro cirkulaci vody zpět k aeračnímu elementu (modré šipky, viz obrázek).



Obrázek 9 - Základní koncept reaktoru

1 – tlakový vzduch, 2 – aerační element, 3 – perforovaná část aeračního elementu, 4 – velký nosič biomasy, 5 – malý nosič biomasy, 6 – pH sonda, 7 – přívod znečištěné vody/regulačního roztoku, 8 – přípravek/držák, 9 – přepad, pozn. – jedná se pouze o ilustraci – rozměry nejsou v poměru vzhledem k výšce reaktoru

Z důvodu snadné obsluhy by měla být vestavba rozdělena na dvě části – hlavní statickou (4) a vyjímatelnou o malých rozměrech (5). Ta by měla sloužit k budoucím experimentům a focení narostlé biomasy. Nad vestavbou by měl být umístěn přípravek (8) sloužící jako držák pH sondy (6) a zároveň by přes něj měla být přiváděna znečištěná voda, případně pak roztok pro regulaci pH (7). Výšku hladiny určí přepad (9), kterým bude z reaktoru samovolně odváděna vyčištěná voda.

3.1.2 Realizace reaktoru

Před samotnou realizací reaktoru bylo potřeba zabezpečit všechny potřebné součásti. Jednalo se především o aerační element, nanovláknenný nosič a materiál vhodný pro konstrukci těla reaktoru a všech jeho součástí – vestavby a držáku. Po jejich zajištění bylo přistoupeno k vlastní montáži a kompletaci.

3.1.2.1 Aerační element

Před samotným řešením otázky, jaký aerační element (difuzor) zvolit, byl proveden internetový průzkum s cílem zmapovat, jaké aerační prvky a s jakými parametry jsou aktuálně k dispozici. Byla vytvořena databáze výrobců a distributorů společně se sortimentem, který je nabízen, viz Tabulka 3.

Tabulka 3 - Aerační elementy

Název společnosti	Typ	Název produktu	Fyzické parametry
BIBUS s.r.o. www.bibus.cz	kotoučový	HD270	Ø 270 mm
		HD340	Ø 340 mm
	trubkový	63/2050D	Ø 63 mm * 560 mm
		63/2075D	Ø 63 mm * 810 mm
		63/2100D	Ø 63 mm * 1060 mm
Prefa Kompozity a.s. www.prefa-kompozity.cz	trubkový	Prefa - AKM 63	Ø 63 mm
OS-KOM s.r.o. www.oskom.cz	trubkový	EPDM	Ø 65 mm * 1000 mm
		Silikon standard	Ø 65 mm * 1000 mm
		Silikon robust	Ø 64 mm * 750 mm

Název společnosti	Typ	Název produktu	Fyzické parametry
Alvest Mont s.r.o. www.alvestmont.sk	kotoučový	Delta-S	Ø 145 mm
Fortex - AGS a.s. www.fortex.cz	kotoučový	AME-260	Ø 280 mm
		AME-350	Ø 350 mm
		AME-P	Ø 80 mm
	trubkový	AME-T370	Ø 68 mm * 400 mm
		AME-T750	Ø 68 mm * 800 mm
Plast Produkt s.r.o. www.plastprodukt.cz	trubkový	ATE 65	Ø 65 mm
ASEKO s.r.o. www.asekochromec.cz	trubkový		Ø 90 mm * 650 mm
Kubíček VHS s.r.o. www.kubicekvhs.cz	membrána	PŠ 102	

Jako neoptimálnější byl z hlediska konstrukce nakonec vybrán trubkový difuzor, který je schopen zajistit v podmínkách daných reaktorem (obdélníkový půdorys) dostatečné okysličení vody po celém objemu vestavby. Všichni výrobci nabízející adekvátní typy elementů byli dotázáni na dostupnost. Pouze společnost BIBUS s.r.o. zareagovala kladně a poskytla trubkový difuzor s označením TD63 2050D vyráběný německou společností Jäger Umwelt – Technik, viz Obrázek 10.



Obrázek 10 - Trubkový difuzor TD63 [11]

Jedná se o jemnobublinný difuzor tvořený EPDM (Ethylen Propylen Dien Monomer) membránou, která je natažená na plastové trubce o průměru 63 mm. V současné době se toto provedení jeví jako neoptimálnější řešení. Poskytuje až 10letou životnost s výbornou chemickou a teplotní odolností. Difuzor o délce 560 mm, z čehož 500 mm tvoří aktivní perforovaná část, je schopen propustit od 1 do 6 m³.hod⁻¹ vzduchu. Více informací pak v [11].

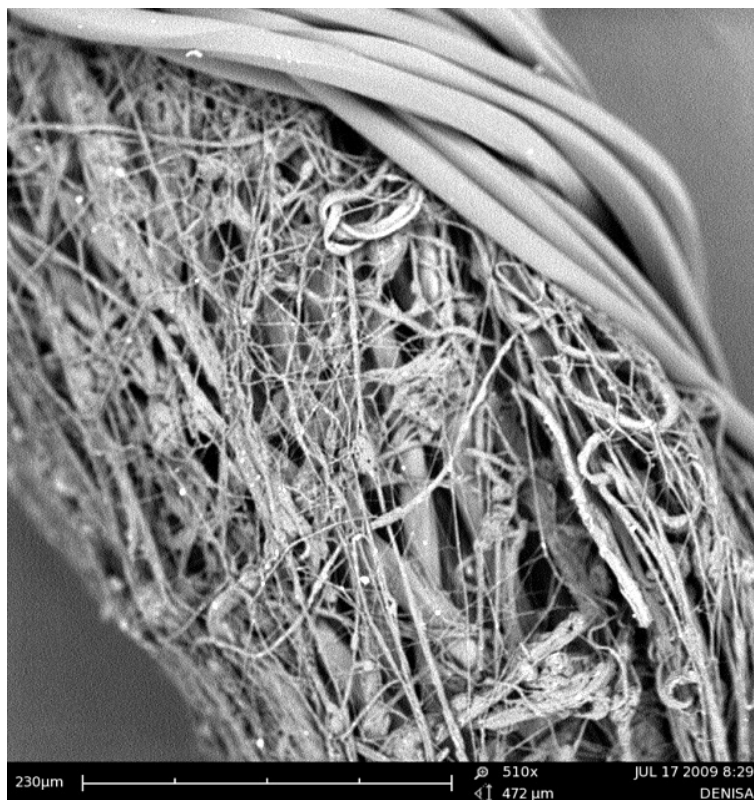
Vzhledem k rozměrům reaktoru musel být dodaný difuzor zkrácen na vyhovující délku 150 mm a znovu utěsněn. Délka aktivní části po tomto zásahu činila 100 mm. Z tohoto důvodu musely být přepočítány meze průtoku vzduchu. Nový objemový průtok byl stanoven na 0,2 – 1,2 m³.hod⁻¹.

3.1.2.2 Nanovláknenný nosič

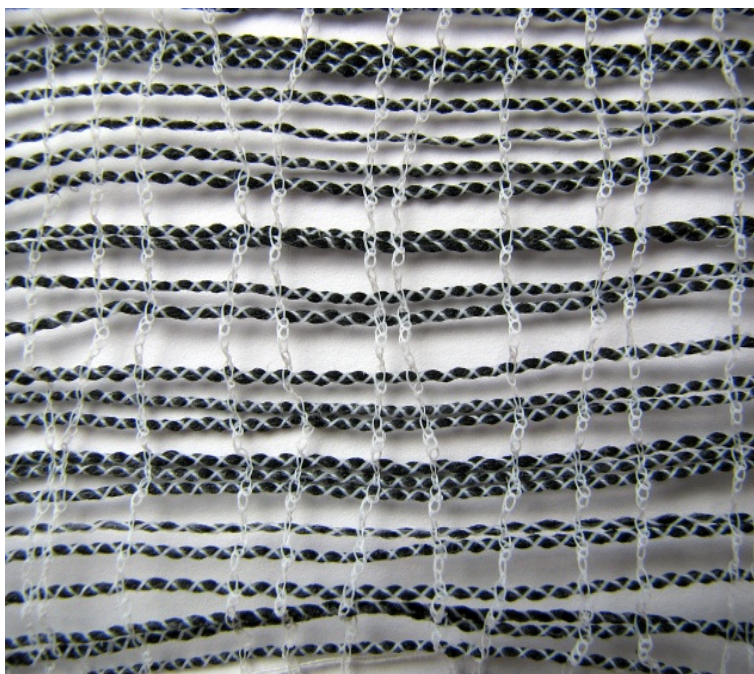
Jak již bylo zmíněno výše, jako nosič biomasy byl použit nanovláknenný materiál. Jelikož jsou biofilmové reaktory neustále ve vývoji a zdokonalování, což souvisí především s výrobou nových nosičů biomasy, jeví se toto řešení jako velice vhodné. Jednou z velikých předností nanovláknenných materiálů je skutečnost, že dosahují daleko větších specifických povrchů oproti běžným materiálům. Tento fakt by měl přispět k lepším výsledkům při prvotním osidlování nosiče biomasou.

Použitý nanovláknenný nosič byl ve formě osnovní pleteniny vyrobené ve spolupráci Fakulty textilní TUL, konkrétně katedrou Netkaných textilií (KNT) s firmou Trevos Košťálov s.r.o. Nejprve bylo nutné vyrobit nit obsahující nanovláknena a tu pak dodat uvedené firmě k jejímu přepracování do plošné textilie. Ta má daleko lepší pevnostní charakteristiky a lépe se s ní manipuluje, než se samotnou nití.

Výroba dané nitě probíhala na KNT. Princip výroby spočíval v nanesení nanovláknenné vrstvy na povrch nitě a jejím zafixování. Polyesterová nit' byla opatřena vrstvou polyuretanových nanovláken pomocí metody Nanospider™, viz teoretická část. Pro stabilizaci nanesené vrstvy byla nit na závěr ještě dvojité obtočena další nití. Na fotografii takto připravené nitě pořízené rastrovacím elektronovým mikroskopem (SEM), viz Obrázek 11, je možné spatřit vrstvu nanovláken, která zaujímá téměř celý povrch nosné nitě. V pravé horní části fotografie je pak umístěna nit fixážní. Takto zhotovený celek byl dodána do výše zmíněné společnosti, kde z něho byla připravena osnovní pletenina. Její struktura je tvořena řetízkovou vazbou z běžných nití a vloženými útkovými nitěmi opatřenými nanovláknem, viz Obrázek 12.



Obrázek 11 - Nit s nanovlákný zobrazená pomocí SEM (zdroj KNT)



Obrázek 12 - Detail nanovláknenného nosiče

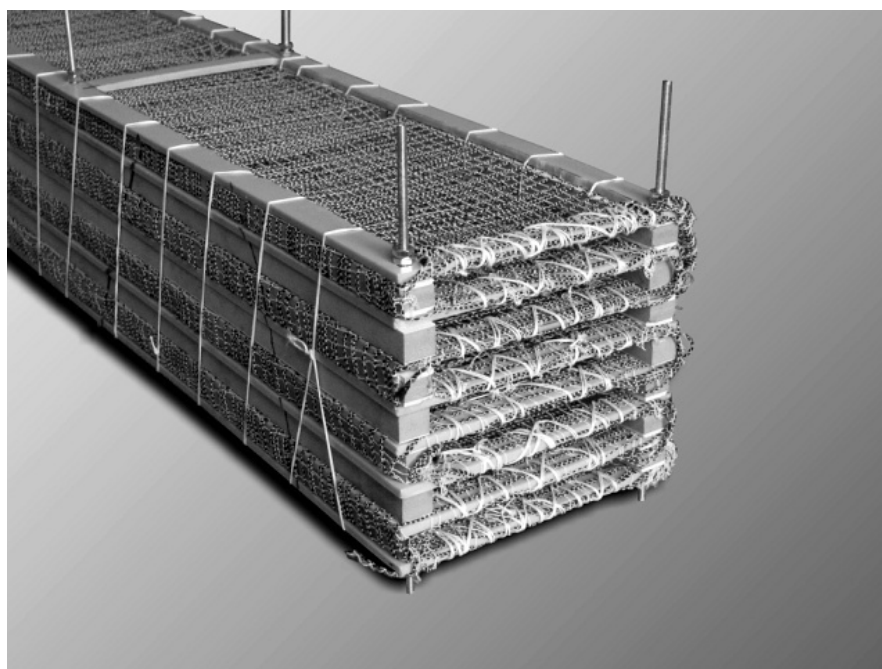
horizontální směr – černá nit s vrstvou nanovláken, vertikální směr – řetízková vazba

3.1.2.3 Montáž reaktoru

Celý proces návrhu, tzn. tvorba výkresů a potřebná dokumentace byla vytvořena v prostředí AutoCAD 2002. Podle vytvořených podkladů byl nařezán materiál, ze kterého se posléze zkonstruovalo lepením tělo reaktoru. Z hlediska jednoduchého opracování a manipulace byly zvoleny desky z polyamidu o tloušťce 8 mm. Stejný materiál o jiných šířkách byl použit i na ostatní konstrukční části reaktoru.

Vestavba pro nanovláknenný nosič byla koncipována jako těleso vysoké 800 mm tvořené 8 rámy, na kterých byl upnut nosič tak, aby vytvořil oporu pro narůstající biomasu. Dále bylo potřeba mezi rámy zajistit potřebnou distanci pro dostatečnou vzdálenost jednotlivých ráků od sebe a vytvořit tak prostor pro průchod bublin.

Materiál byl nařezán podle předlohy a sešroubován společně s nosičem (nanovláknennou textilií) tak, aby vytvořily jeden celek, viz Obrázek 13. Stejným způsobem byla připravena i vyjímatelná vestavba o výšce 100 mm. Celkový povrch nosiče v celém objemu vestavby činil cca 0,65 m².



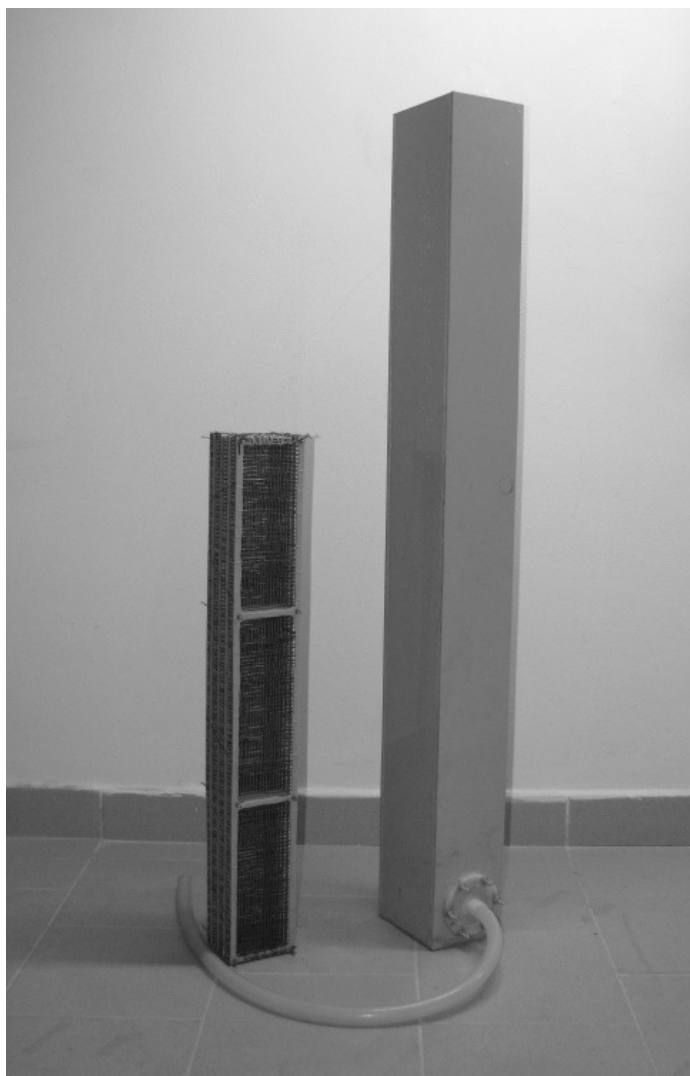
Obrázek 13 - Vestavba s nosičem

Ve spodní části reaktoru byl vyříznut otvor o průměru 80 mm, kterým byl do vnitřního prostoru reaktoru vložen aerační element. Pomocí příruby, která jej nese, byl element přišroubován ke stěně reaktoru. Příruba zároveň slouží jako přívod tlakového vzduchu do aeračního elementu.

V horní části reaktoru byl vyvrtán otvor pro připevnění hadicové přípojky pro budoucí odvod vyčištěné vody.

Posledním krokem konstrukce byla montáž přípravku pro pH sondu a přívod znečištěné vody. Otvor v přípravku byl situován tak, aby nedocházelo ke zkratu přitékající vody s vodou odtékající.

Nakonec bylo vše zkompletováno dohromady a obě vestavby vloženy do reaktoru. Následovalo testování z hlediska těsnosti. Do prostoru reaktoru byla napuštěna voda a pozorovaly se možné úniky. Všechny netěsnosti byly následně zajištěny silikonovým tmelem. Reaktor s vyjmutou vestavbou je pak možné spatřit na fotografii, viz Obrázek 14.



Obrázek 14 - Reaktor s vestavbou

3.2 MĚŘENÍ ZÁKLADNÍCH CHARAKTERISTIK

Po otestování reaktoru a několikadenním provozu bylo přistoupeno k měření jeho základních charakteristik, jako jsou oxygenační kapacity a využití kyslíku. Tyto veličiny jsou důležitým parametrem jak schopností okysličit vodu, tak i pro porovnání mezi podobnými zařízeními. Zároveň slouží jako podklad pro následné měření i praktické nasazení reaktoru.

Oba parametry, jak už bylo uvedeno v teoretické části, jsou závislé na konkrétním reaktoru, aeračním elementu a dalších skutečnostech, takže je problematické je početně určit. Z tohoto důvodu byla na reaktoru provedena série měření a experimentů, které měly za úkol dané parametry zjistit.

3.2.1 Oxygenační kapacity

Oxygenační kapacita byla na daném reaktoru měřena pro čistou vodu. Série měření byla provedena pro reaktor bez vestavby a s vestavbou. Důvodem bylo zjištění, zda má vestavba případný vliv na výslednou *OC*.

Měření bylo na obou konfiguracích prováděno při 4 rozdílných objemových úrovních průtoku vzduchu, vycházejících z nových mezí aeračního elementu – 0,4; 0,6; 0,8 a 1 m³.hod⁻¹. Pro tento účel bylo použito dmychadlo AirMac DB40 s pevnou kapacitou 2,88 m³.hod⁻¹. Objem vzduchu vstupujícího do reaktoru byl regulován zaškrcováním vzduchové odbočky za dmychadlem. Tímto způsobem bylo docíleno přesné hodnoty průtoku, která byla průběžně kontrolována na vzduchovém průtokoměru – rotametu.

Měření bylo pro oba případy realizováno při výšce hladiny 1050 mm. Bylo ale potřeba počítat s objem vestavby. Zatímco pro konfiguraci bez vestavby byl objem vody 18,1 litrů (1,15 x 1,5 x 10,5 dm), pro konfiguraci s vestavbou to pak byla hodnota o 2 litry menší, jelikož musel být odečten její objem stanovený experimentem.

3.2.1.1 Postup měření OC

Postup byl převážně realizován podle [10]. Reaktor byl napuštěn čistou vodou z vodovodního řadu. Proto, aby bylo možné měřit růst koncentrace kyslíku, bylo potřeba ho nejprve z vody z větší části odstranit. Pro tento účel byl použit bezvodý siřičitan sodný – Na₂SO₃, který ve vodě disociuje za vzniku anionu SO₃²⁻. Ten pak

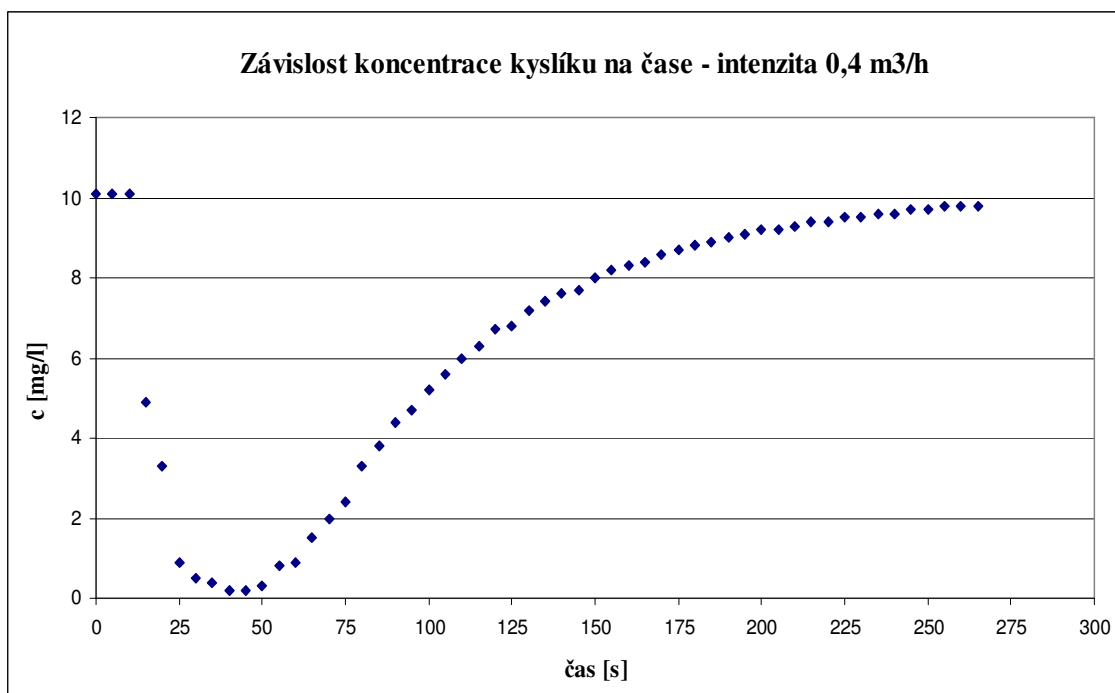
reaguje s $\frac{1}{2} \text{O}_2$ za vzniku SO_4^{2-} , z čehož vyplývá, že na redukci 1 mg rozpuštěného kyslíku je potřeba 7,9 mg bezvodé soli. Při koncentraci O_2 cca 10 mg.l^{-1} a objemu 18,1 (respektive 16,1) litrů bylo pro odkysličení stanoveno cca 1,5 g siřičitanu sodného. V provozních podmínkách se ale doporučuje přidat ještě o 20 % látky více, takže konečné množství bylo určeno na 1,8 g.

Vzhledem k tomu, že je redukce děj závislý na čase, bylo potřeba do vody přidat ještě katalyzátor. Ten může být v podobě měďnaté nebo kobaltnaté soli. V našem případě byl zvolen dusičnan kobaltnatý – $\text{Co}(\text{NO}_3)_2$ a to v poměru 5 mg na litr vody.

Obě látky byly důkladně rozmíchány, každá samostatně, v malém množství destilované vody. Roztok katalyzátoru byl přidán pouze jednou, naopak roztok siřičitanu musel být přidán před každým měřením k zajištění odkysličení.

Měření bylo realizováno pomocí laboratorního přenosného multimetru WTW Multi 350i a membránové kyslíkové sondy CellOx 325, která zároveň měří i teplotu. Přístroj byl nastaven pro automatické ukládání naměřených hodnot do vnitřní paměti. Interval ukládání byl zvolen nejmenší – 5 sekund a měření probíhalo cca 5 – 8 minut podle rychlosti ustálení děje.

Před každým měřením byl nastaven požadovaný objemový průtok vzduchu. Byl přidán roztok siřičitanu, který byl samovolně v reaktoru rozmíchán díky provzdušňování. Na multimetru byl následně sledován pokles aktuální koncentrace rozpuštěného kyslíku a zároveň aktivován záznam naměřených hodnot do přístroje. Po dosažení určité minimální hodnoty, začala koncentrace opět stoupat, jelikož se převážil vliv siřičitanu a voda se začala zpětně okysličovat. Průběh koncentrace v závislosti na čase je znázorněn graficky, viz Graf 1. Zde je patrná klesající tendence daná siřičitanem, moment rovnováhy i opětovné sycení vody kyslíkem. Měření bylo ukončeno v okamžiku, kdy 3 po sobě následující koncentrace dosáhly stejné hodnoty. Obdobným způsobem byla provedena i ostatní měření pouze s tím rozdílem, že v druhé polovině byla do reaktoru vložena vestavba.



Graf 1 - Závislost koncentrace kyslíku na čase - 0,4 m³/h

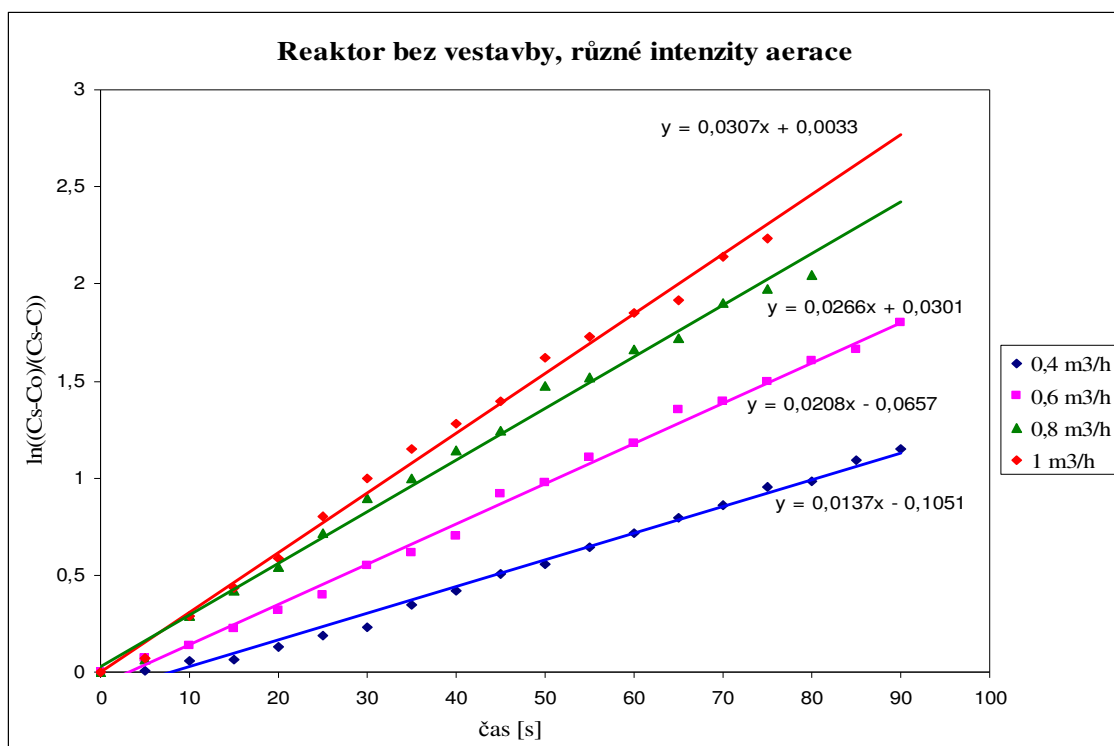
Získaná data byla následně stažena a zpracována na počítači. Koncentrací c_0 , tedy koncentrací v čase 0 byla určena nejnižší dosažená hodnota, viz Graf 1 ($c_0 = 0,2$ mg/l). Od tohoto okamžiku se začal počítat čas, jelikož koncentrace začíná narůstat podle dané rovnice kinetiky (2). Saturační koncentrace c_s nebyla určena experimentálně, ale byla odečtena podle aktuální teploty, viz teorie – Tabulka 1. Tato praxe je častější, jelikož ne vždy dojde k plnému nasycení vody kyslíkem nebo naopak dojde k jejímu přesycení.

Data byla následně podle (5) vynesena do grafu. Pro přesné výsledky bylo potřeba zajistit, aby nebyl koncentrační rozdíl mezi dvěma měřenými hodnotami příliš malý. Proto byla použita pouze data ze začátku měření (do cca 90 sekund), kdy byl růst nejmarkantnější. Z grafu byla odečtena směrnice určující koeficient $K_L a$. Ze znalosti předešlého a c_s byla vypočtena podle (6) OC při teplotě T . Normalizace na teplotu 20 °C byla provedena podle (7) a teorie, viz Tabulka 2.

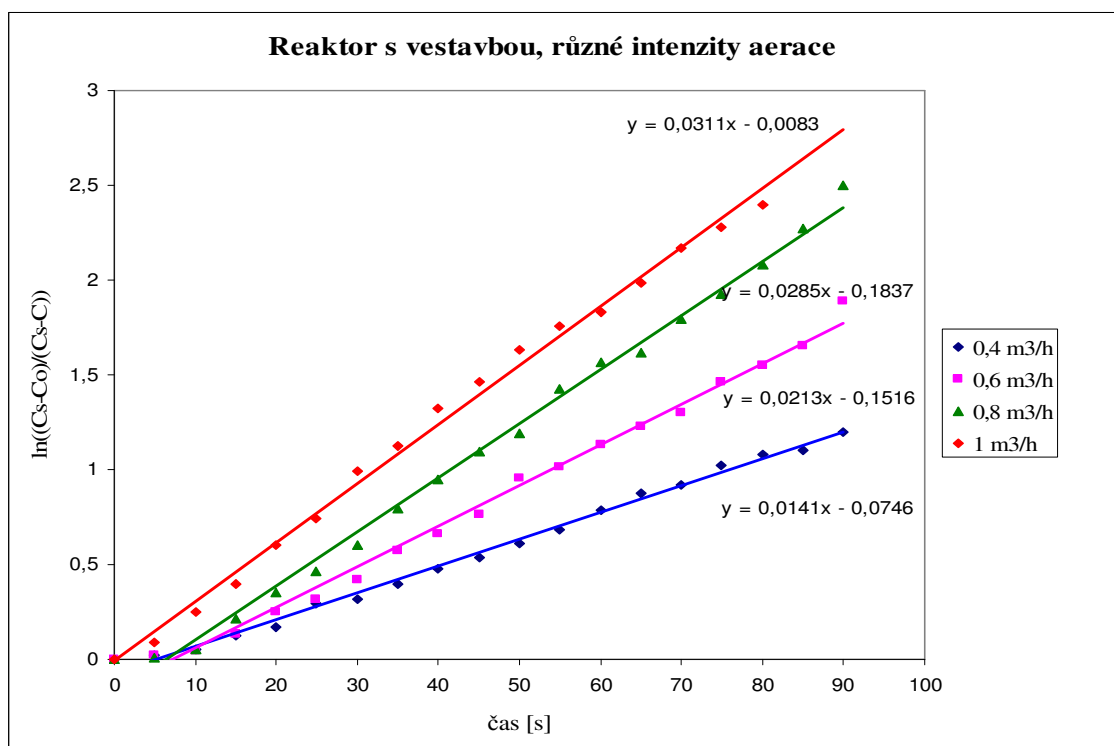
3.2.1.2 Naměřené grafy a tabulky

První tři měření byla realizována duplicitně kvůli vyloučení chyby. Výsledky dopadly téměř totožně, proto se od tohoto postupu opustilo a veškerá další měření se realizovala pouze 1x.

První série měření byla provedena pro reaktor bez vestavby, druhá pak s vestavbou. Výsledné koeficienty $K_L a$ neboli směrnice závislosti jsou součástí grafického znázornění, viz Graf 2 a Graf 3.



Graf 2 - Koefficient $K_L a$, reaktor bez vestavby



Graf 3 - Koefficient $K_L a$, reaktor s vestavbou

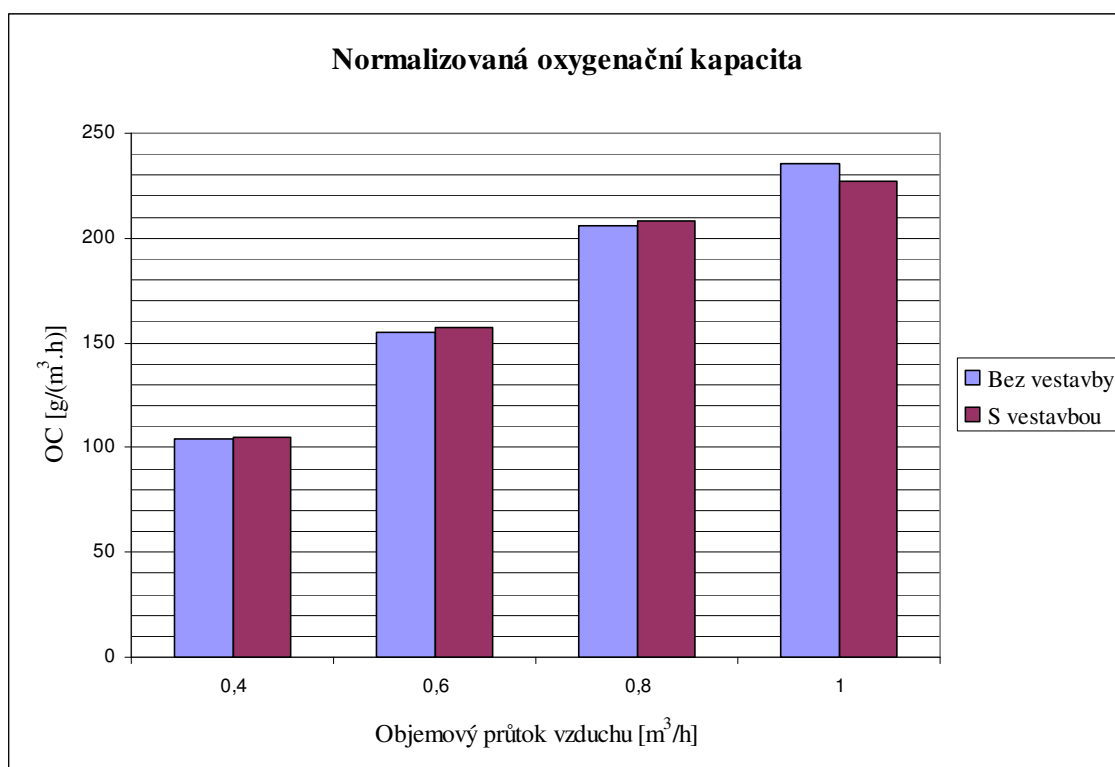
Z obou uvedených grafů je patrná závislost rychlosti okysličení na průtoku vzduchu. Čím je průtok větší, tím je i rychlost (směrnice) okysličení logicky větší. Výsledky však nelze ještě spolehlivě porovnat, jelikož v nich není zahrnut vliv teploty vody. Grafy sloužily pouze jako prostředek pro odečet koeficientu K_{La} (směrnice).

Z grafů odečtený koeficient K_{La} byl pak společně s saturační koncentrací c_s a teplotou T použit pro výpočet oxygenační kapacity při standardní teplotě 20 °C $(OC)_{20}$, viz Tabulka 4.

Tabulka 4 - Naměřené hodnoty, výpočet OC

Vestavba	NE				ANO			
Průtok vzduchu [m ³ /h]	0,4	0,6	0,8	1	0,4	0,6	0,8	1
Teplota vody [°C]	12	13	11	11,5	13	13,5	14	14
C _s [mg/l]	10,75	10,51	10,99	10,87	10,51	10,395	10,28	10,28
C _s [g/m ³]	10,75	10,51	10,99	10,87	10,51	10,395	10,28	10,28
C _o [mg/l]	0,2	2	1	0,9	0,2	0,5	0,8	1,7
K _{La} [5/s]	0,0137	0,0208	0,0266	0,0307	0,0141	0,0213	0,0285	0,0311
K _{La} [1/s]	0,00274	0,00416	0,00532	0,00614	0,00282	0,00426	0,0057	0,00622
K _{La} [1/h]	9,86	14,98	19,15	22,10	10,15	15,34	20,52	22,39
OC [g/(m ³ .h)]	106,04	157,40	210,48	240,27	106,70	159,42	210,95	230,19
teplotní koeficient f	0,983	0,985	0,98	0,9815	0,985	0,9865	0,988	0,988
(OC) ₂₀ [g/(m ³ .h)]	104,24	155,04	206,27	235,83	105,10	157,27	208,41	227,43
(OC) ₂₀ [kg/(m ³ .den)]	2,50	3,72	4,95	5,66	2,52	3,77	5,00	5,46

Vypočítané hodnoty $(OC)_{20}$ jsou vyneseny pro porovnání do následujícího grafu, viz Graf 4.



Graf 4 – Normalizovaná $(OC)_{20}$ pro různé průtoky vzduchu

Z grafu je patrné, že vestavba nemá téměř žádný nebo minimální vliv na výslednou oxygenna kapacitu. První tři vypočítané hodnoty jak pro konfiguraci s vestavbou, tak bez ní, jsou navíc v téměř lineární závislosti. Se zvyšujícím se průtokem ale klesá přírůstek OC , což je především patrné u posledního sloupce. Pokud by totiž lineární trend pokračoval, měla by být hodnota rovna cca $250 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$, čehož ale v reálu nebylo docíleno. Z toho vyplývá skutečnost, že pokud by docházelo k dalšímu zvyšování aerace, výsledná OC by se již výrazněji neměnila.

3.2.2 Využití kyslíku

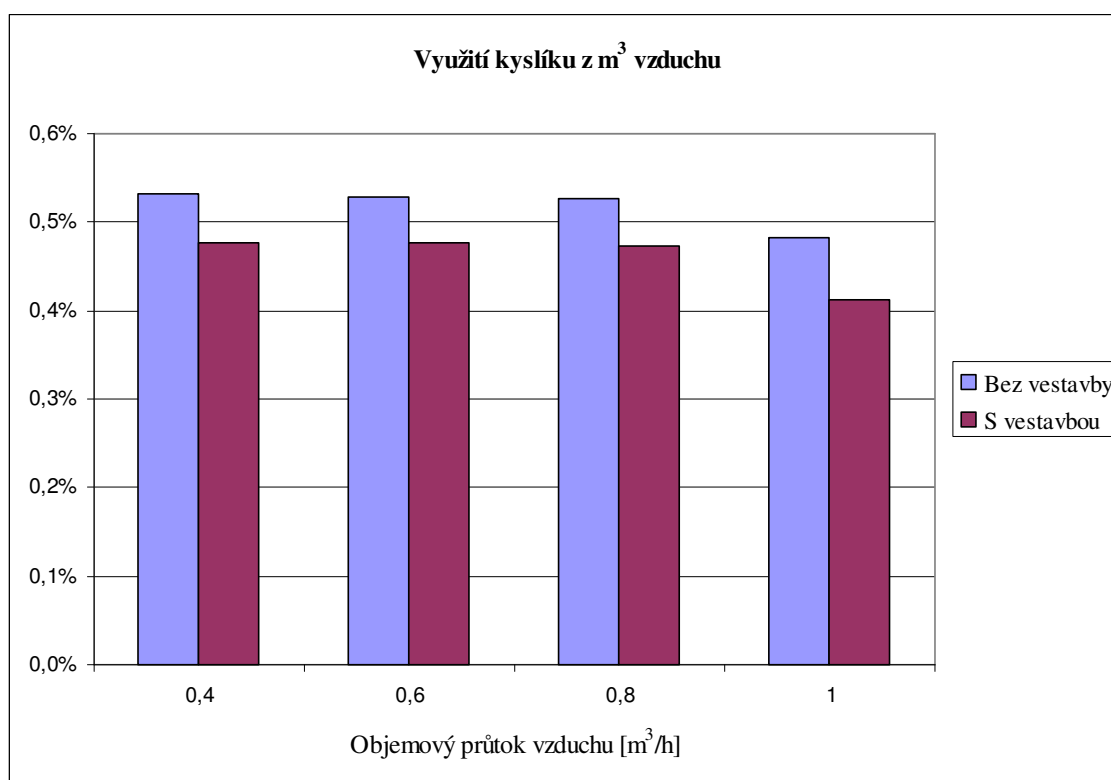
Z výše získaných výsledků a znalosti rovnice (8) je možné vypočítat využití kyslíku z objemu vháněného vzduchu.

Ta je vyjádřena v gramech rozpuštěného kyslíku na m^3 dodaného vzduchu. Z této znalosti a ze znalosti hmotnosti kyslíku – $300 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ vzduchu můžeme lehce vypočítat jeho procentuelní využití, viz Tabulka 5.

Tabulka 5 - Využití kyslíku

Vestavba	NE				ANO			
Průtok vzduchu [m ³ /h]	0,4	0,6	0,8	1	0,4	0,6	0,8	1
(OC) ₂₀ [g/(m ³ .h)]	104,24	155,04	206,27	235,83	105,10	157,27	208,41	227,43
Objem vody v nádrži [m ³]	0,0181	0,0181	0,0181	0,0181	0,0161	0,0161	0,0161	0,0161
Objem. intezita aerace [m ³ /(m ³ .h)]	22,10	33,15	44,20	55,25	24,84	37,27	49,69	62,11
Využitelnost kyslíku [g/m ³]	1,57	1,56	1,56	1,42	1,41	1,41	1,40	1,22
Využití kyslíku z m ³ vzduchu [%]	0,532	0,528	0,526	0,481	0,477	0,476	0,473	0,413

Z výsledků je patrné menší využití kyslíku u konfigurace s vestavbou oproti konfiguraci bez vestavby, viz Graf 5, což je dáno menším objemem vody v nádrži. Obecně je ale využití kyslíku v reaktoru nízká. To je způsobeno jeho malým objemem. Pokud by se zvýšil, zvýšilo by se i množství vody, do které by se kyslík mohl uvolnit. Oxygenační kapacita aeračního zařízení je totiž dostatečná.



Graf 5 - Využití kyslíku

Dále je možné si všimnout, že je využití kyslíku nezávislé na intenzitě aerace, což dokládají především výsledky pro první tři objemové průtoky. Tato skutečnost potvrzuje teorii, viz kapitola 2.3.3.3. Na druhou stranu je ale také patrné snížení využití

kyslíku a to především u posledního objemového průtoku jak pro konfiguraci bez vestavba, tak i konfiguraci s vestavbou.

3.2.3 Zhodnocení

Z výše naměřených dat a vypočítaných hodnot vyplývá, že vestavba nemá téměř žádný vliv na oxygenační kapacitu reaktoru při nízkých a středních intenzitách aerace.

Při vyšších intenzitách se pravděpodobně začíná uplatňovat její vliv a to především jako překážky. Vysoké intenzity totiž způsobují slučování jemných bublin do bublin větší velikosti, což potvrzuje i teorie z [1], a tím pádem dochází ke zmenšení povrchu fázového rozhraní voda/vzduch. Překážka v dráze bublin tento efekt jenom zvyšuje.

Při jaké intenzitě k tomuto jevu dojde, závisí především na zatížení povrchu aeračního elementu. V našem případě je hranicí bezesporu $1 \text{ m}^3 \cdot \text{hod}^{-1}$, kdy začíná docházet k poklesu přestupu kyslíku do vodního prostředí, viz Graf 5. Lze si na něm všimnout menšího využití kyslíku při největší intenzitě aerace, i když by k němu podle teorie docházet nemělo. Pokles je dán snižující se oxygenační kapacitou, která je závislá na *objemovém koeficientu přestupu kyslíku* K_{La} . Jeho hodnota je z části dána právě velikostí povrchu fázového rozhraní, viz teorie kapitoly 2.3.3.2.

Z výše uvedeného se jeví jako optimální využít intenzity aerace 0,4; 0,6 a 0,8 $\text{m}^3 \cdot \text{hod}^{-1}$, jelikož je využití kyslíku u všech tří hodnot téměř totožné. U větších intenzit dochází k efektu, kdy vzduchové bubliny prochází k vodní hladině s menší mírou uvolnění kyslíku. Tato skutečnost vede k menší efektivitě a je nežádoucí.

Pro výše zmíněné hodnoty intenzity aerace lze do vodního prostředí reaktoru s vestavbou přivést přibližně 105, 157 nebo 208 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ kyslíku v závislosti na zvoleném nastavení průtoku vzduchu, viz Tabulka 4. Vzhledem k tomu, že se jedná pouze o experimentálně zjištěné hodnoty, je potřeba je brát s určitou mírou tolerance. Na základě těchto údajů a znalosti teorie biofilmové kinetiky z kapitoly 2.3.2.3 lze pak přibližně vypočítat, kolik organického znečištění je možné maximálně odstranit za určitý čas.

Nízké procento využití kyslíku, viz Tabulka 5, je dáno geometrií reaktoru. Malý objem vody, a tedy i malý povrch fázového rozhraní voda/vzduch, není schopen přijmout takové množství kyslíku, kterým může aerační element reaktor zásobit.

4 ZÁVĚR

Primárním úkolem této práce bylo zkonstruování biofilmového reaktoru s pevným ložem pro budoucí testování nového nanovláknenného materiálu jako nosiče biomasy. Dalším úkolem bylo stanovení jeho základních charakteristik jako jsou oxygenační kapacita a využití kyslíku. Vzhledem k těmto skutečnostem bylo potřeba se také seznámit s teorií čištění OV, podrobněji pak s teorií biofilmových reaktorů, a výrobou nanovláken a to především z důvodu pochopení dané problematiky.

Výsledkem práce je tedy funkční laboratorní zařízení se známou hodnotou oxygenační kapacity. Tento údaj je velmi důležitý pro výpočet možností biochemického rozkladu organických látek pomocí mikroorganismů, které kyslík potřebují ke svému životu. Na jeho základě je možné odvodit kolik maximálně biologicky odbouratelných látek je možné odstranit za určitý čas.

Jak už bylo zmíněno, měření byla prováděna na čisté vodě, která se od reálných OV liší. Důvodem bylo zjistit základní parametry oxygenační kapacity v čisté vodě a také porovnat, jaký vliv má na ni vestavba s nanovláknenným nosičem. Výsledky jasně ukazují, že vliv vestavby je zcela zanedbatelný, což představuje velkou výhodu.

Do budoucna, kdy budou k dispozici provozní vody, by mělo dojít k měření ještě na nich samotných tak, aby byly hodnoty oxygenační kapacity bližší skutečnému provozu, i když příliš velký rozdíl se nepředpokládá. V těchto případech je totiž voda většinou viskosnější, čímž dochází k tvorbě menších bublin a tím pádem vzniká i větší povrch fázového rozraní mezi vzduchem a vodou. Na druhou stranu mají ale provozní OV vyšší salinitu případně jiné vlastnosti, které snižují rozpustnost kyslíku.

Výsledky práce budou sloužit jako podklad pro další výzkum a experimenty, které se budou především týkat růstu specializované biomasy na povrchu nosiče a její schopnosti odstraňovat specifické znečištění z OV. Tato zjištění by měla napomoci uplatnění nosiče jako kandidáta pro praktické nasazení v reálné ČOV.

5 LITERATURA

- [1] MALÝ, J.; MALÁ, J. *Chemie a technologie vody*. 2. doplněné vydání. Brno, ARDEC s.r.o., 2006. ISBN 80-86020-50-9.
- [2] CHUDOBA, J.; DOHÁNYOS, M.; WARNNER, J. *Biologie čištění odpadních vod*. Praha, SNTL Nakladatelství technické literatury, 1991. ISBN 80-03-00611-2.
- [3] HLAVÍNEK, P. *Aerační systémy a hodnocení jejich funkce* [online]. VUT Brno, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí.
URL: <http://water.fce.vutbr.cz/zamestnanci/hlavinek/download/cistení_OV/prednasky/COV_05.pdf>
- [4] HORECKÝ, P. *MBBR procesy pro čištění odpadních vod* [online]. E-VODA.CZ, Vodohospodářský server. URL: <<http://www.cisticky-odpadnich-vod.cz/vytisknout-clanek/26>>
- [5] Stránka společnosti ANOXKALDNES. URL: <<http://www.anoxkaldnes.com/>>
- [6] C.A.P. TECHNOLOGY. *Biological Wastewater Treatment With BIOBLOK®* [online]. URL: <http://www.captechnology.co.uk/pdf/cap_design.pdf>
- [7] C.A.P. TECHNOLOGY. *Case Studies* [online].
URL: <http://www.captechnology.co.uk/pdf/case_studies.pdf>
- [8] PUREWATER TECHNOLOGY. *Sewage and Wastewater Treatment Plants* [online]. URL: <<http://www.purewater-int.com/sewage.htm>>
- [9] STRNADOVÁ N.; JANDA V. *Technologie vody I*. 2. přepracované vydání. Praha, VŠCHT, 2004. ISBN 80-7080-348-7.
- [10] MALÝ, J.; MALÁ, J. *Chemie a technologie vody: Laboratorní cvičení* [online]. VUT Brno, Fakulta stavební, Ústav chemie.
URL: <<http://www.fce.vutbr.cz/che/doc/BC03.pdf>>
- [11] BIBUS S.R.O. *Trubkový difuzor TD63* [online].
URL: <http://new.bibus.cz/pdf/Secoh/trubkove_difuzory_TD_63.pdf>
- [12] Stránka společnosti ELMARCO. URL: <<http://www.elmarco.com/>>
- [13] RŮŽIČKOVÁ, J. *Elektrostatické zvlákňování nanovláken: skriptum*. Liberec, TU Liberec, 2004.
- [14] Stránka nano.tul.cz. URL: <<http://nano.tul.cz/>>